

VEDENALAISTEN KARTOITUSMENETELMIEN VERIFIOINTI

EMMI HÄNNINEN

HELSINGIN YLIOPISTO
YMPÄRISTÖTIETEIDEN LAITOS
YMPÄRISTÖEKOLOGIA
PRO GRADU -TUTKIELMA
16.2.2016

Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution– Department Ympäristötieteiden laitos	
Tekijä – Författare – Author Emmi Hänninen			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Vedenalaisten kartoitusmenetelmien verifiointi			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ympäristöekologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu		Aika – Datum – Month and year 16.2.2016	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 71
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Meriympäristöihin kohdistuvat ihmistoiminnan paineet kasvavat koko ajan. Merialueita uhkaavat esimerkiksi luonnonvarojen liikakulutus sekä meriekosysteemin vahingoittaminen ja elinympäristöjen tuhoaminen. Tietoisuus vedenalaisten elinympäristöjen tilasta on luonut tarpeen tutkia ja lisätä vedenalaista tietämystä.</p> <p>Vesiympäristöjä inventoidaan erilaisin mittauksin, kaukokartoituksin ja kenttäkartoitusmenetelmin. Merenpohjaa kartoitetaan esimerkiksi sukeltamalla ja videoimalla sekä erilaisilla kaikuluotaus- ja kaukokartoitusmenetelmillä. Itämeren vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman VELMUn tavoitteena on lisätä vedenalaisen meriluonnon tietämystä kartoittamalla Suomen rannikkoalueita ja vedenalaisia elinympäristöjä.</p> <p>Tutkimuksessani vertailin sukellus-, videoti- ja haramenetelmien vahvuuksia ja heikkouksia ja arvioin niiden tarkkuutta ja todenmukaisuutta. Kovilta pohjilta otettiin lisäksi Kautsky-näytteitä lajien tunnistamisen vertailua varten. Halusin selvittää 1) Vaihtelee lajintunnistuksen tarkkuus eri luokkatasojen välillä, ja mitkä ovat ne luokkatasot, jotka pystytään luotettavasti arvioimaan videometodein erilaisissa ympäristöissä? 2) Vaihtelee lajintunnistuksen tarkkuus habitaattien sisällä ja välillä? 3) Onko videomateriaalin perusteella tehtävän lajintunnistuksen tarkkuuden ja pohjaorganismien peittävyys välillä yhteyttä? 4) Onko linja-arvioinnin ja pistearvioinnin antamien tulosten välillä eroja?</p> <p>Verifiointityö toteutettiin Hangon ja Tammisaaren vesialueilla läntisellä Suomenlahdella heinä-syyskuussa 2007. Tutkimuksessa videoitiin ja arvioitiin sukeltamalla yhteensä 99 kasvillisuuslinjaa lieju-, hiekka- ja kovilta pohjilta. 10 metrin pituiset linjat sijoitettiin maksimissaan 8 metrin syvyydelle. Lisäksi jokaisen linjan lähettyviltä tehtiin 2–3 ruutuarviointia alaltaan 0,25 m². Vertailun kohteena olivat eri menetelmät (sukellus, videointi ja hara) sekä eri peittävyysalat (linjat ja ruudut).</p> <p>Tulokset osoittivat, että videomenetelmä on karkeampi menetelmä kuin sukellus. Videoanalysoinneissa lajimäärä jäi vähäisemmäksi kuin sukeltajan arvioinneissa. Sukeltaja tunnsti kaikilla luokkatasoilla enemmän makrofyyttejä kuin videoarviointi. Parhaiten videolta erottuivat suuret ja dominoivat lajit ja pienet, matalat ja harvinaiset yksilöt jäivät herkästi videolta huomaamatta. Videotulkinnoissa tuli virheitä niin lajitason (<i>Potamogeton perfoliatus</i> → <i>P. praelongus</i>) kuin heimotason tarkastelussa samankaltaisten lajien osalta (<i>Potamogeton</i> vrt. <i>Zannichellia</i>). Luhter-haralla saatiin lajimääristä ja peittävyysuhteista samankaltaisia tuloksia kuin sukeltamalla.</p> <p>Linja-arvioiden lajimäärät olivat suurempia kuin ruutuarvioiden. Myös peittävyys arvioitiin suuremmiksi linjoilla kuin ruuduilla. Pohjatyyppillä ei ollut vaikutusta eri arviointimenetelmien toimivuuteen lajimääriä arvioitaessa. Sen sijaan peittävyysarviot vaihtelivat niin menetelmien kuin pohjatyyppien välillä. Sukeltajan ja videomenetelmän peittävyysarviot poikkesivat toisistaan hiekkapohjalla, muilla pohjatyypeillä arviot olivat samankaltaisia. Menetelmien erot peittävyysarvioinnissa poikkesivat toisistaan hiekkapohjan linjojen ja ruutujen välillä, kun muilla pohjatyypeillä ja peittävyysaloilla menetelmät toimivat yhtäläisesti.</p> <p>Sinisimpukkaa havaittiin harvemmin videolla kuin sukeltajan arvioissa. Toisaalta videoarviointien peittävyys olivat sukeltajan arvioita suuremmat siellä, missä sinisimpukkaa havaittiin. Lajin runsaus vähensi makrofyyttimääriä ja lisäsi niiden tunnistusvirheitä videoarviointeissa. Sinisimpukka voi olla vaikeasti havaittavissa pohjamosaaikeista ja varsinkin sen peittävyys on hankala arvioida videokuvasta.</p> <p>Turbiditeetti ei vaikuttanut lajihavaintojen määrään videoarviointeissa, mutta sukeltajan arvioissa liejupohjalla turbiditeetin voimakkuus vähensi lajimäärää, kun taas kovalla pohjalla vaikutus oli päinvastainen.</p> <p>On tärkeää, että lajinmääritys osuu oikeaan, eikä “vain sinnepäin”. Väärä lajinmääritys voi johtaa väärin päätelmiin ja tätä kautta esimerkiksi väärin suojelutoimenpiteisiin. Videoarviointeilla on tarkoitus tehdä yhteisötason kartoitusta, jota täydennetään muilla menetelmillä, kuten sukelluksin ja näytteenotoin. Videoarvioissa ylletään harvoin lajitason tunnistuksiin eikä niitä ole tarkoitukseen tehdä. Siksi on aina parempi jättää tunnistus karkeammalle tasolle kuin tehdä väärä tunnistus. Koska kansallinen päätöksenteko Itämeren käyttöön liittyen perustuu pitkälti VELMUn tuottamiin luontotyyppimäärityksiin, on tärkeää, että sen tuottama informaatio on luotettavaa. Tämän tutkimuksen tuloksista on hyötyä VELMU-projektille, koska ulkopuolista tarkastusta ei käytetyille kartoitusmenetelmille ole aiemmin tehty. Tulosten avulla voidaan suunnitella parannuksia kartoituksen luotettavuuteen ja tarkkuuteen.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Vedenalaiset kartoitusmenetelmät, inventointimenetelmät, videointi, sukellus, hara, merenalaiset elinympäristöt, VELMU			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors Timo Kairesalo, Mats Westerborn			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1. Johdanto	2
1.1. Merialueiden tuntemus, meriekosysteemien hallinta ja meriympäristöihin kohdistuvat uhat	2
1.2. Itämeri ja sen suojelu	3
1.3. Merenpohjan ja rannikkoalueiden kartoitus	5
1.4. Inventointimenetelmät	6
1.4.1. Ilmakuvaus.....	7
1.4.2. Akustiset menetelmät	8
1.4.3. Kalatutkimukset	9
1.4.4. Videomenetelmät	9
1.4.5. Sukeltaminen	13
1.4.6. Pohjanäytteenotto	15
1.4.7. Mallinnus	17
1.5. Tämän työn tarkoitus	19
1.5.1. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit	19
2. Aineisto ja menetelmät	20
2.1. Tutkimusalue ja -ajankohta	20
2.2 Tutkimusryhmä ja -kalusto	21
2.3. Tutkimusmenetelmät ja -välineet eri menetelmissä	22
2.3.1. Videointi	23
2.3.2. Linja-arviointi	24
2.3.3. Ruutuarviointi	25
2.3.4. Kovan pohjan näytteenotto Kautsky-noutimella	25
2.3.5. Pehmeän pohjan näytteenotto Luther-haralla	26
2.3.6. Tilastolliset analyysit	27
3. Tulokset	28
3.1. Lajimäärät	28
3.1.1. Menetelmien väliset erot lajimäärissä	28
3.1.2. Lajimäärien erot eri peittävyysaloilla (linjat ja ruudut).....	31
3.1.3. Pohjatyyppin vaikutus lajimääriin ja eri menetelmien toimivuuteen	32
3.2. Lajintunnistus	33
3.3. Peittävyys	36
3.3.1. Peittävyydet eri menetelmillä, pohjatyypeillä ja peittävyysaloilla	36
3.3.2. Pohjaeläinten peittävyyden vaikutus lajimääriin ja lajintunnistukseen	39
3.3.3. Sinisimpukan tunnistaminen videolta	39
3.4. Turbiditeetin vaikutus lajihavaintoihin ja näkyvyyteen	41
4. Tulosten tarkastelu	45
4.1. Lajimäärät ja visuaalisten menetelmien lajintunnistuksen tarkkuus.....	45
4.2. Sukeltajan ja videotulkinnan erot lajintunnistuksessa	47
4.3. Linja-arviointi ja pistemäinen arviointi	48
4.4. Hara ja Kautsky	49
4.5. Sinisimpukkahavainnot ja peittävyys	50
4.6. Makrofyyttilajien peittävyys	52
4.7. Turbiditeetti	53
4.8. Videotulkinta	55
4.9. Lyhyt yhteenveto	56
4.9.1. Lopuksi	56
5. Kiitokset	57
6. Kirjallisuus	59
Liitteet 1–4 (Taulukot 18–21 makrofyyttihavainnoista eri tasoin ja eri metodein)	66

1. Johdanto

1.1. Merialueiden tuntemus, meriekosysteemien hallinta ja meriympäristöihin kohdistuvat uhat

Vedenalainen maailma on kiehtonut ihmistä kautta aikojen, niin silkasta uteliaisuudesta syvyyksiin kätkeytyjä mysteereitä kohtaan kuin halusta oppia tuntemaan vedenalaiset olosuhteet, elinympäristöt ja organismit. Uponneiden aarteiden ja merihirviöiden metsästyksestä on päästy pitkä matka vesiympäristöjen kokonaisvaltaiseen tuntemukseen sekä ekologiseen ja biologiseen tietämykseen. Pelkän tiedonjanon ja hyötynäkökulman rinnalle on herännyt voimakas tietoisuus ihmisen vastuusta myös vesiympäristöjä kohtaan ja huoli vedenalaisten elinympäristöjen tilasta on luonut tarpeen tutkia ja lisätä vedenalaista tietämystä (Hewitt ym. 2004). Kartoitustietoa tarvitaan ympäristönsuojelussa ja -hallinnassa sekä ohjaamaan vesiympäristöjä koskevaa lainsäädäntöä ja päätöksentekoa (Bäck ym. 2002).

Ympäristönhallinnan kannalta olennaista on tieto elinympäristöjen ominaisuuksista ja muodostumisesta (Bäck ym. 1996, Gu & Swihart 2004). Esimerkiksi vesivarojen käyttöön ja kaavoitukseen liittyvät päätökset sekä väyläsuunnittelu perustuvat olemassa olevaan tietoon vesistöstä ja sen tilasta sekä eliöstöstä. Kalastajille taas on tärkeää saada tietoa kalojen lisääntymisalueista. Meriluonnon tuntemusta tarvitaan ympäristövaikutusten arvioinneissa, öljy- ja kemikaalionnettomuuksien torjunnassa ja puhdistuksessa sekä ympäristön hoidon suunnittelussa. Samoin ympäristönsuojelu ja tavoitteet ympäristön tilan säilyttämiseksi ja parantamiseksi vaativat ajanmukaista tietoa ympäristön ominaisuuksista (Pimm ym. 2014). Suojelun ja merenhoidon suunnittelussa tarvitaan karttapohjaista tietoa merieliöyhteisöistä, jotta ihmistoiminnan vaikutuksia meriekosysteemeihin voitaisiin vähentää (Rinne ym. 2014). Kokonaisvaltaiseen meriekosysteemin hallintaan tarvitaan perinpohjaista tuntemusta lajien ja elinympäristöjen levinneisyydestä ja laajuudesta. Siksi

vedenalaisista biotoopeista ja elinympäristöistä tarvitaan ajanmukaista ja tarkkaa tietoa (Lathrop ym. 2006).

Merialueita uhkaavat esimerkiksi luonnonvarojen liikakulutus sekä meriekosysteemin vahingoittaminen ja elinympäristöjen tuhoaminen (Hewitt ym. 2004). Kasvuvyöhykkeen pohjaeliöyhteisöä uhkaa myös rehevöityminen (Bäck ym. 2002, Elofsson 2010). Meriympäristöihin kohdistuvat ihmistoiminnan paineet kasvavat koko ajan. Ihmistoiminta aiheuttaa vakavia vahinkoja merenpohjille ja vähentää vedenalaista biodiversiteettiä (Brown ym. 2011).

1.2. Itämeri ja sen suojelu

Itämeri on pieni ja matala murtovesiallas, jolla on kapean Tanskansalmen kautta rajoittunut yhteys Atlantin valtamereen (Friedland ym. 2012). Muista meristä poiketen Itämeressä ei ole juurikaan vuorovesivaikutusta ja altaaseen laskevilla joilla on suuri merkitys sen vesitaseen ylläpidossa (Plotnikov & Aladin 2011). Sen historia sisältää vaiheita niin mereisistä kuin suolattomista järvivaiheista, mikä näkyy sen suhteellisen vähälukuisessa, mutta ainutlaatuisessa eliöstössä; joukossa on niin makean veden lajeja kuin suolaisen veden eliöitä sekä eliöitä, jotka ovat sopeutuneet murtovesiolosuhteisiin (Plotnikov & Aladin 2011).

Itämeren vesi- ja rannikkoalueet ovat tärkeä osa rannikkovaltioiden luontoa, kulttuuria ja taloutta. Itämeren maisemallinen, kulttuuri- ja luontoarvo ovat mittaamattomia ja perustuvat puhtaaseen ja pilaantumattomaan meriympäristöön. Meriympäristö ja sen eliöstö tarjoavat myös runsaasti ravintoa sekä muita hyödykkeitä ihmisille: Kalastus ja kalanviljely tuovat ravintoa ja tuloja. Merestä saadaan myös mineraaleja, kuten merihiekkaa ja kiviainesta. Itämeri on tärkeä kuljetusreitti rannikon kaupunkien sekä eri maiden välillä (Bertram & Rehdanz 2013).

Pienen kokonsa ja mataluutensa takia Itämeri on haavoittuvainen. Sitä uhkaa niin rantavaltioiden raskas kuormitus kuin korkea käyttöpaine ihmistoiminnan osalta (Bertram & Rehdanz 2013). Turismi ja vapaa-ajan infrastruktuuri ovat yksi suurimmista uhista rannikon elinympäristöjen ekosysteemipalveluille (Ghermandi 2015). Puhdas Itämeri on myös matkailuvalttina korvaamaton, joten ekologisesti kestävä turismin kehittäminen rannikolla on tarpeen (Ghermandi 2015). Jos meriluonnosta ei huolehdi, menetetään sen viehätysvoima ja samalla matkailun tuomat edut (Ekebom 2010). Suomi yhdessä muiden itämerivaltioiden kanssa on sitoutunut useisiin tavoitteisiin Itämeren paremman tilan saavuttamiseksi ja ylläpitämiseksi (Backer ym. 2010, Bäck & Heiskanen 2010, Korpinen ym. 2012).

Koska merialueille rakennetaan ja luonnonvaroja hyödynnetään yhä enemmän, on tärkeää, että Itämeren suojeluun panostetaan ja suojelu- ja arviointimenetelmistä kehitetään riittävän tehokkaita parantamalla hoidon ja käytön suunnittelua sekä tietopohjaa. Tieto pohjahabitaattien laajuudesta, maantieteellisestä levinneisyydestä ja ekologisesta toiminnasta on vielä niukkaa käytettyjen kartoitusmenetelmien rajoitteiden takia ja merenpohjan kasvillisuusvyöhykkeen tilasta tarvitaankin enemmän tietoa (Bäck ym. 2002, Brown ym. 2011, Markert ym. 2013). Itämerta koskevaa tutkimustyötä on tehty paljon, mutta kokonaisvaltainen tieto meriekosysteemin toiminnasta, sosio-ekonomisista vaikutuksista sekä vaikutuksista ihmisten hyvinvointiin on edelleen puutteellista (Bertram & Rehdanz 2013). Suomen rannikon lajistosta, lajien levinneisyydestä ja niiden ekologiaan vaikuttavista tekijöistä ei vielä ole riittävästi tietoa (Kostamo & Westerborn 2014). Tehokasta ympäristöresurssien hallintaa, ekologisesti tärkeiden alueiden suojelua ja suojelua koskevaa lainsäädäntöä on vaikea toteuttaa, jos merenpohjista ei ole tarpeeksi tietoa. Jotta ympäristönsuojelun vaatimuksiin voitaisiin vastata, on välttämätöntä kehittää tehokkaita menetelmiä meriekosysteemien kartoitukseen (Brown ym. 2011). Nykyään Internet mahdollistaa tehokkaan tiedon välittämiseen ja sen hyödyntämistä niin tutkimus- kuin yksityiskäytössä tulisikin Mossbauerin ym. (2012) mukaan kehittää rannikon käytön suunnittelussa.

1.3. Merenpohjan ja rannikkoalueiden kartoitus

Merenpohjan elinympäristöjen kartoitus on lähtökohta merenalaisten elinympäristöjen levinneisyyksien ymmärtämiseen ja samalla perusta kestävään ympäristönhallintaan (Huang ym. 2011, Hasan ym. 2012). Merenpohjan biologisella kartoituksella ei ainoastaan haluta selvittää vedenalaista lajistoa vaan lisätä vedenalaisten elinympäristöjen tuntemusta ja siten edistää ympäristön- ja luonnonsuojelua. Kokonaisvaltaiseen meriekosysteemien tuntemukseen tarvitaan tietoja muun muassa vedenalaisten ympäristöjen biologisista, geomorfologisista ja fysikaalis-kemiallisista ominaisuuksista. Kattavan tiedon pohjalta voidaan sitten luoda karttapohjaisia malleja vesiympäristöistä. Karttamuotoon vedenalainen tieto saadaan yhdistämällä eri osa-alueiden tulokset tutkittavan alueen kemiallisista, ympäristö- sekä biologisista tekijöistä ja tuottamalla yksinkertaistettu esitys biologisten ominaisuuksien levinneisyydestä (Brown ym. 2011).

Suomessa ei ollut koko rannikon kattavaa tietoa erilaisista vedenalaisista luontotyypeistä ennen vuotta 2004, jolloin käynnistettiin Itämeren vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma VELMU. Ohjelma käynnistettiin Suomen Itämeren suojeluohjelman toteuttamiseksi meri- ja rannikkoalueiden luontotyyppien ja lajien suojelemiseksi. Sen tehtävänä on kerätä tietoa Itämeren lajistosta ja sen runsaudesta sekä merialueiden geomorfologiasta ja geologiasta. VELMU:n tarkoitus on lisätä vedenalaisen meriluonnon tietämystä tunnistamalla, kartoittamalla ja mallintamalla Suomen rannikkoalueita ja vedenalaisia elinympäristöjä. Tärkeä tavoite on luoda hyvä yleiskuva Suomen meri- ja rannikkoalueen luonnon monimuotoisuudesta, sen alueellisesta vaihtelusta ja monimuotoisuuden keskittymisistä. Ohjelmaa on toteutettu vuosien 2004 ja 2015 välisenä aikana kaikilla rannikkoalueillamme – Saaristomerellä, Merenkurkussa, Suomenlahdella, Perämerellä sekä Selkämerellä. (VELMU 2012)

Itämeren inventointityön tuottaman tiedon merenalaisista luontotyypeistä ja lajistosta on oltava riittävän luotettavaa ja tarkkaa, koska tietoja käytetään Itämeren käytön suunnittelussa ja suojelua koskevassa päätöksenteossa (Bäck ym.

2002). Jos tieto on epätarkkaa tai epäluotettavaa, voidaan tehdä suuria virheitä niin suojelutyötä, Itämeren kohtaloa kuin pitkän tähtäimen taloudellisia intressejä ajatellen. Myös oikea tulkinta on ensiarvoisen tärkeää, sillä väärä tulkinta voi johtaa täysin vääriin johtopäätöksiin tutkittavan alueen osalta (Rondinini ym. 2006).

Inhimilliset erehdykset vähentävät kerätyn tiedon tarkkuutta. Yksi yleinen virhe on, että jokin laji jää havaitsematta ja tieto päättyy levinneisyyskarttoihin lajin poissaolona, vaikka näin ei todellisuudessa olekaan (Gu & Swihart 2004). Vaikka erehdyksiä ei voida kokonaan eliminoida, niitä voidaan vähentää kartoitustiimin säännöllisellä koulutuksella, kalibroinnilla ja tiedon arvioinneilla (Thompson & Mapstone 1997). On tärkeää, että koulutukset ja arvioinnit myös otetaan huomioon tutkimuksen kustannuksissa (Hill & Wilkinson 2004). Vedenalaisten tiedonkeräysmetodien luotettavuutta olisi syytä tarkastella, koska vääränlaiset menetelmät ja tulokset voivat johtaa vääriin toimenpiteisiin ja suojelupäätöksiin (Johnson & Gillingham 2004, Carwardine ym. 2008).

Oikealla tiedolla voidaan vaikuttaa merialueita koskeviin hankkeisiin ja päätöksiin ja edesauttaa merialueiden ekologisen hyvinvoinnin parantamista. Johnsonin ja Gillinghamin (2004) mukaan kehitys, rahoitus, toteutus ja johtopäätösten teko jarruttavat kuitenkin usein liikaa lajien vähenemisen, tuhoutumisen tai sukupuuton pysäyttämiseen tähtäävien aloitteiden toteutumista. Toimenpiteisiin pitäisi ryhtyä ajoissa ja riittävän tehokkaasti, jotta elinympäristöjen tuhoutuminen saadaan pysäytettyä.

1.4. Inventointimenetelmät

Vesiympäristöistä kerätään tietoa erilaisin mittauksin, kaukokartoituksin ja kenttäkartoitusmenetelmin. Fysikaalis-kemiallisin mittauksin selvitetään muun muassa veden lämpötilaa, suolaisuutta, happipitoisuutta sekä sameutta. Merenpohjaa kartoitetaan visuaalisilla *in situ* -kenttäkartoitusmenetelmillä kuten

sukeltamalla ja videoimalla, akustisilla kaikuluotausmenetelmillä sekä erilaisilla kaukokartoitusmenetelmillä. Pääpiirteissään kartoitusmenetelmien erot piilevät tutkittavan alueen laajuudessa ja kerätyn tiedon tarkkuudessa: visuaalisilla menetelmillä saadaan tarkan resoluution tietoa pieneltä alueelta, kun taas kaikuluotaus- ja kaukokartoitusmenetelmillä kartoitetaan laajoilta alueilta karkeampaa tietoa (Brown ym. 2011). Tarpeesta riippuen valitaan sopivin menetelmä sekä yhdistetään tutkimuksessa eri menetelmiä parhaan ja kattavimman tuloksen saamiseksi.

Merenpohjan kartoituksia täydennetään ottamalla merenpohjasta näytteitä niin pohjatyypin varmentamiseksi kuin pohjaeliöstön selvittämiseksi. Kaloja taas tutkitaan pyydystämällä ja keräämällä niistä tarvittavia näytteitä. Kenttätutkimustuloksista kehitetään malleja eri luontotyyppien ja eliöiden esiintymisestä ja kerätty tieto saadaan näin päätöksenteossa hyödynnettävään visuaaliseen muotoon.

Suurin osa maailman merenpohjista on yhä tutkimatta (Wright & Heyman 2008, Rinne ym. 2014), mutta tutkimustiedossa on edetty suurin harppauksin viime vuosikymmeninä tutkimusmenetelmien ja -välineiden kehittyessä jatkuvasti. Erityisesti akustiset tekniikat ovat kehittyneet viime vuosina merkittävästi lisäten kerätyn tiedon tarkkuutta ja luotettavuutta (Brown ym. 2011). Seuraavaksi esittelen hieman yleisimpiä meri- ja rannikkoalueiden tutkimusmenetelmiä. Tämän tutkimuksen pääpaino on sukellus- ja videointimenetelmissä sekä pohjanäytteenottomenetelmissä, joten paneudun niihin muita menetelmiä syvällisemmin.

1.4.1. Ilmakuvaus

Ilmakuvausmenetelmiä ovat ilmasta käsin toteutetut kuvaukset: satelliitti-, lentokone- ja helikopterikuvat. Niitä käytetään laajojen alueiden pinnanmuotojen ja laajalle levittäytyneiden, selvästi tunnistettavien vesikasviyhteisöjen

tunnistamiseen ja kartoittamiseen. Myös malleja tarkistetaan kaukokartoituksen avulla (Thomson ym. 2003). Ilma- ja satelliittikuvaukset rajoittuvat mataliin rannikkoalueisiin valon tunkeutumisyyvyyden mukaan (Kenny ym. 2003, Brown ym. 2012). Satelliittikuvilla saadaan karkean resoluution tietoa laajoilta rannikkoalueilta. Satelliitti on paljon vakaampi kuvausmenetelmä kuin lentokone- ja helikopterikuvaukset, jotka ovat alttiimpia liikkeen aiheuttamalle vääristymälle. Paikkatietoteknologian kehittyessä ilmakuvat ovat kuitenkin osoittautuneet satelliittikuvia tehokkaammaksi metodiksi kartoitukseen; ilmakuvilla saadaan laajalta alueelta riittävän korkearesoluutioista, mallinnuskelpoista tietoa rannikonkäytön suunnittelua varten (Thomson ym. 2003).

1.4.2. Akustiset menetelmät

Merenpohjan rakennetta kartoitetaan erilaisilla akustisilla kaikuluotausmenetelmillä. Näitä ovat esimerkiksi viistokaiku-, yksikeila- ja monikeilakaikuluotaus (Kenny ym. 2003, van Overmeeren 2009, Kloser ym. 2010, Brown ym. 2011, Eleftheriou 2013). Kaikuluotaus perustuu äänen etenemiseen ja sen heijastumiseen esineistä takaisin (Hewitt ym. 2004). Sedimentin fysikaaliset ominaisuudet (raekoko, huokoisuus) tuottavat kullekin pohjamateriaalille ominaisen akustisen vasteen, jolloin saadaan tietoa pohjan rakenteesta (Hewitt ym. 2004, Freitas ym. 2011). Viime vuosina akustisilla menetelmillä on alettu menestyksekkäästi kerätä myös biologista tietoa pohjasta, vaikka suoria päätelmiä eliöyhteisöistä yksinomaan pohjan rakenteen perusteella ei voida tehdä (Markert ym. 2013). Akustisilla menetelmillä ei pystytä havaitsemaan vähäisiä muutoksia sedimentissä eikä siten myöskään pohjaeläinyhteisöjen rakennetta, joten luotausmenetelmän tueksi tarvitaan aina myös pohjakartoitusta (Markert ym. 2013). Akustisia menetelmiä käytetäänkin nimenomaan tehostamaan merenpohjan kartoitusta (Freitas ym. 2011). Perinteisiin näytteenottomenetelmiin verrattuna akustisen kartoituksen etuna on sen yhtenäinen, katkeamaton tiedonkeräys, jolla saadaan niin tilallisesti kuin ajallisesti runsasta ja korkealaatuista kartoitusdataa (Hewitt ym. 2004, Freitas ym.

2008, 2011). Akustisia menetelmiä pidetäänkin yleisesti tehokkaina, edullisina ja helposti toistettavina laajojen merenpohjien kartoitusmenetelminä (van Rein ym. 2011a, Markert ym. 2013).

1.4.3. Kalatutkimukset

Kalatutkimukset ovat osa vedenalaisen luonnon biologista kartoitusta. Näytteitä keräämällä ja kalanpoikasia pyydystämällä saadaan tietoa kalojen lisääntymisalueista. Kalakartoituksia tehdään myös sukeltamalla ja videomenetelmillä (Edgar ym. 2004, Pelletier ym. 2011). Kartoitus- ja ympäristötietojen avulla laaditaan kartoja lisääntymisalueiden todennäköisistä sijainneista. Kalojen lisääntymisalueet ovat usein suppeita ja herkkiä ympäristön muutoksille. Vesi- ja ranta-alueita koskevassa päätöksenteossa tulisikin ottaa huomioon kalojen lisääntymisalueet. Suomessa kalakartoituksista vastasi aiemmin Riista- ja kalatalouden tutkimuskeskus (RKTL), nykyään Luonnonvarakeskus (Luke), johon RKTL yhdistettiin vuonna 2015.

1.4.4. Videomenetelmät

Vedenalaista maailmaa on kuvattu kameroiden avulla jo niinkin kauan kuin 1800-luvun lopusta (LaRochelle 2014). Erilaisia videointitekniikoita käytetään yhä enemmän meriekosysteemien ja makroeliöstön tutkimiseen (Mallet & Pelletier 2014). Tekniikka kehittyi jatkuvasti ja laitteiden ominaisuuksien parantuessa myös niiden tuottaman informaation luotettavuus ja tarkkuus kasvavat (Pelletier ym. 2011). Korkearesoluutioisilla kameroilla on mahdollista saada nykyään varsin hyvälaatuista videokuvaa myös vedenalaisissa olosuhteissa. Suomessa videointia on käytetty rannikonlaajuisesti merenpohjan biologisissa kartoituksissa vuodesta 2004, kun Suomen Itämeren suojeleohjelman mukainen vedenalainen kartoitusohjelma VELMU käynnistettiin (Ympäristöministeriö 2007).

Videomenetelmän etuna on sen kustannustehokkuus: videoimalla saadaan laajojakin alueita kuvattua nopeasti ja tehokkaasti. Videoimalla tuotetaan tehokkaasti lisämateriaalia laajoille tutkimusalueille: menetelmää käytetään laajoihin biotooppi- ja habitaattikartoituksiin sekä suurten ja runsaslukuisten lajien tarkasteluun (Davies ym. 2001). Sukeltajaa koskevia rajoituksia sukellussyvyyden ja -ajan suhteen ei videokuvauksessa ole (Lam ym. 2006) eikä kuvaajan tarvitse olla meribiologian asiantuntija, koska materiaali analysoidaan myöhemmin (Ninio ym. 2003). Koska kartoitusmateriaali saadaan pysyvästi talteen, aineistoa voidaan tarkastella aina uudelleen ja uudelleen (Davies ym. 2001, Andaloro ym. 2013). Videointi on niin sanotusti tuhoamaton menetelmä, koska oikein käytettynä se ei vahingoita tutkittavaa alaa - se ei kosketa tutkittavaa alaa eikä irrota materiaalia pohjasta (McDonald ym. 2006, van Rein ym. 2011b, Eleftheriou 2013). Myös sukeltaminen voi olla tuhoamatonta, mutta esimerkiksi koralliriuttoja kartoittaessa varomaton ja kokematon sukeltaja saattaa toimintatavoillaan vahingoittaa herkkää yhteisöä siinä missä videointi ei näin tee (Lam ym. 2006).

Videomateriaalin nopeasta talteenotosta huolimatta itse videon tulkintaan kuluu runsaasti aikaa. Materiaalin tarkasteluun tarvitaan kokenut meribiologi, joka tuntee hyvin alueen eliöstön ja jolla on kokemusta videomateriaalin analysoinnista (Davies ym. 2001). Vedenalaismaisema voi videolla näyttää hyvin erilaiselta kuin todellisuudessa; heleänvihreä viherahdinparta voi kuvassa näyttäytyä harmahtavana ja tasainen hiekka voi äkkiseltään vaikuttaa kalliolta. Monet seikat vaikuttavat tulkittavan kuvan laatuun, kuten etenemisnopeus, kameran suunta ja liikehdintä sekä valotus, värien toisto, veden kirkkaus ja irrallisten partikkelien määrä. Huono näkyvyys sekä kuvan riittämätön tarkkuus ja resoluutio heikentävät kuvanlaatua oleellisesti (Davies ym. 2001). Näkyvyys onkin oleellinen rajoittava tekijä erityisesti videomenetelmissä, mutta myös muissa visuaalisissa kartoitusmenetelmissä (Mallet & Pelletier 2014). Korkealaatuisen videodatan kerääminen edellyttää videon liikuttamista hyvin hitaasti pohjan yläpuolella (Hewitt ym. 2004). On suuri riski, että aineiston tarkastelija arvioi väärin pohjan rakenteen ja lajiston videomateriaalin perusteella, jos pohja on hienon hiekan tai sedimentin peitossa. Tarkan linjan saaminen, kuvausnopeuden hallinta ja etäisyys

merenpohjasta voivat olla vaikeita toteuttaa ja tarkkoja vertailuja ja toistoja ajallisesti ja tilallisesti voi olla mahdotonta saada. Erityisesti jos videokuvan etäisyys pohjasta vaihtelee (esimerkiksi aallokon aiheuttamana), videokuvaa voi olla vaikea tarkastella, koska etäisyyden vaihtelu vaikuttaa suoraan kuvanlaatuun (Ninio ym. 2003). Suomessa yleisesti käytetyt videointimenetelmät ovat niin kutsuttu drop down -menetelmä, jossa kaapelin päässä oleva video lasketaan veneestä pohjaan sekä ROV (Remotely Operated Vehicle) eli kauko-ohjattava videorobotti (Davies ym. 2001, Svensson ym. 2011).

Drop down -menetelmässä kaapeliin kiinnitetty vedenalaiskamera lasketaan veneen laidalta pohjan lähelle ja pohjaa kuvataan pintamonitorista seuraten. Tutkimuspisteen tiedot tallennetaan sähköiseen tietokantaan ja videomateriaali analysoidaan jälkikäteen. Videokuvauksessa sääolosuhteiden tulee olla otolliset eli sään on oltava riittävän tuuleton – ja avoveneellä kuvatessa myös sateeton. Liian voimakkaassa tuulella on vaarana kameran vaurioituminen, mutta ennen kaikkea kuvanlaatu kärsii kameran heiluessa ja poukkoillessa aallokon tahdissa. Sameassa vedessä kuvanlaatu jää heikkolaatuiseksi (Erlandsson 2013). Tutkimusaluksesta käsin toteutettavaa drop down -videointia ei voida toteuttaa liian matalassa vedessä tai hankalissa paikoissa (Norris ym. 1997). Tutkimusaluksen valinnalla on tosin vaikutusta siihen, millaisiin paikkoihin on mahdollista päästä. Laajoilla matalilla ja kivikkoisilla alueilla voi kumi- tai soutuveneiden tai jopa kanoottien käyttö olla järkevintä. Drop down -videointi soveltuu ennen kaikkea pienille tutkimusaluksille rannikonläheisten alueiden tutkimiseen ja sen tarkoitus on tuottaa nopeasti materiaalia eliöyhteisötasolla (Davies ym. 2001, Riihimäki ym. 2013).

Kauko-ohjattava videorobotti ROV on tehokas ja kätevä väline, jolla voi kuvata sekä syviä että aivan mataliakin pohjia. Kauko-ohjattavuuden ansiosta laitetta voi käyttää suurista tutkimusaluksista käsin kauempana rannikosta. Laitteen toimintasäde on tyypillisesti 0–300 metriä aluksesta, joten sen saa kätevästi aluksen kannalta hankaliinkin paikkoihin etäältä ohjaten. ROV on käytössä olevista videointitekniikoista kallein, mutta sen hallinta on aivan omaa luokkaansa

samoin kuin tarkkuus verrattuna muihin videointitekniikoihin (Davies ym. 2001). Myös ROV:n kuvamateriaali vaatii tuekseen pohjanäytteiden ottoa ja/tai sukelluskartoitusta. Nykyään parhaimmilla ROV-laitteilla on mahdollista ottaa kuvan lisäksi myös näytteitä. Videon analysointi tapahtuu tässäkin menetelmässä jälkikäteen.

Huolimatta siitä, että videointitekniikoita käytetään nykyään kartoitustyössä runsaasti, monet tutkimukset ovat osoittaneet, että ne voivat aiheuttaa myös virheellistä tai puutteellista tietoa (Foster ym. 1991). Eräitä seikkoja on otettava huomioon videoimalla tehtävää kartoitustyötä toteuttaessa. Ensinnäkin videokuvan laajuuteen tulee kiinnittää huomiota. Mikäli kuva on leveydeltään alle metrin, kartoitettu alue saattaa olla liian kapea edustaakseen riittävän hyvin merenpohjan rakennetta. Lisäksi lajintunnistus on mahdollista vain, jos kartoitettavaa materiaalia on riittävän laajasti tai organismit ovat helposti tunnistettavan muotoisia. Monet organismit ovat kuitenkin piilossa ja näkyvät ainoastaan kuvakulmaa vaihtaessa, mikä on usein mahdotonta liikkuvassa videossa. Lajeja voi olla kerroksittain, ja esimerkiksi simpukat saattavat olla tiheän leväkasvuston peitossa (Foster ym. 1991, Norris ym. 1997). Pienet ja hennot yksilöt jäävät myös helposti videokuvasta havaitsematta tai ovat hankalasti tunnistettavia (Svensson ym. 2011, Mallet & Pelletier 2014).

Merenpohjasta voidaan myös ottaa kuvia sukeltajan avulla. Kuvia voidaan käyttää tutkimuspaikkojen visuaaliseen todentamiseen sekä pohjan kartoitukseen (Davies ym. 2011). Kuvausrudut (engl. photo quadrats) sopivat erityisesti kovalle pohjille, joissa pohjan mosaiikkimaisuus ja epätasaisuus asettavat haasteita kartoitusmenetelmille (van Rein ym. 2011b, Erlandsson 2013). Menetelmällä voidaan saada erittäin tarkkoja kuvia, mutta kerroksellisuus saattaa aiheuttaa ongelmia lajien havaitsemisessa aivan kuten videointimenetelmissä. Korkealaatuisten kuvien saamiseksi kuvausolosuhteiden tulee olla kunnossa ja veden riittävän kirkasta. Riittävä kuvattavien pisteiden määrä on ensiarvoisen tärkeää luotettavan tiedon tuottamiseksi (Davies ym. 2011, van Rein ym. 2011b).

1.4.5. Sukeltaminen

Monen sukeltajan esikuva lieenee laitesukelluksen ja vedenalaisen tutkimuksen uranuurtaja Jacques Cousteau (1910–1997). Legendaarisessa televisiosarjassa *Meren salaisuudet* Cousteau yhdessä tutkimusryhmänsä kanssa tutki maailman meriä Calypso-laivansa avulla (Grajal 1998). Cousteau oli myös merkittävä sukelluslaitteiden kehittäjä ja rakensi mm. ensimmäisen avoimeen kiertoon perustuvan sukelluslaitteen vuonna 1943 (LaRochelle 2014). Tutkimussukelluksen juuret Suomessa juontavat 1960-luvulle, jolloin Helsingin yliopiston Tvärminnen eläintieteellisellä asemalla kirjoitettiin ohjeistus sukeltamalla tehtävistä merenpohjan näytteenottomenetelmistä (The Finnish IBM-PM Group 1969). Sitten tutkimussukellus on nostanut päätään ja kehittynyt huomasti vuosikymmenten aikana.

Tarkan resoluution biotooppitarkastelussa ja lajintunnistustyössä ensiarvoinen menetelmä on sukeltaminen (Bäck ym. 1996, Davies ym. 2001). Myös Svenssonin ym. (2011) tutkimuksessa suositellaan sukeltamista hankalasti tunnistettavien lajien ja ryhmien kartoittamisessa; tällaisia ryhmiä ovat esimerkiksi sammal- ja polyyppeiläimet sekä hennot rihmalevät (Davies ym. 2001, Svensson ym. 2011). Kvantitatiivinen peittävyysarviointi onnistuu luotettavasti vain sukeltamalla, sillä sukeltaja pystyy tarkastelemaan pieniäkin yksilöitä sekä kerroksittain esiintyviä ja suurempien lajien alle peittyviä lajeja, mikä videomenetelmässä ei ole mahdollista (Davies ym. 2001). Myös kvantitatiivinen pohjanäytteenotto kovilla pohjilla onnistuu ainoastaan sukeltamalla (Bäck ym. 1996), koska pohjanoutimilla ei saada kovasta pinnasta irti kaikkea materiaalia. Sukelluskartoitusta suositellaan myös silloin, kun lajintunnistukseen käytetty kvalitatiivinen näytteenotto ei syvyytensä puolesta ole mahdollista (Ilmarinen 2007) ja jos tutkittava alue ei näkyvyytensä puolesta sovellu videokuvaukseen (Ilmarinen ja Viitasalo 2006). Sukelluskartoitusta toteutetaan pääasiassa matalilla vesistöalueilla eli noin 30 metrin syvyyteen asti. Käytännössä sukelluskartoitukset tehdään kasvillisuusvyöhykkeellä maksimissaan 10–20 metrin syvyydessä.

Pohjakartoitusta voidaan toteuttaa erilaisilla sukellustekniikoilla (Wallström ym. 2000, Hill & Wilkinson 2004, Eleftheriou 2013). Karkeaan habitaattikartoitukseen laajoilla aloilla soveltuu menetelmä, jossa sukeltaja kulkee veden alla eteenpäin pitäen kiinni levystä, joka on kiinnitetty veneen perään (engl. manta tow). Oleellista menetelmässä on tasainen, ei liian nopea eikä hidas vauhti, jotta sukeltajalla on aikaa tehdä havaintoja pohjaelinympäristöstä (Eleftheriou 2013). Tarkempaan kartoitukseen soveltuvat erilaiset linja-, vyöhyke- ja ruutumenetelmät, joissa kartoitetaan pohjaeliöitä ja niiden peittävyysjako pistemäiseltä alalta tai tietyltä vyöhykkeeltä (Sutherland 1996, Hill & Wilkinson 2004, Eleftheriou 2013). Edellä mainitut menetelmät ovat verrattain aikaa vieviä, mutta erittäin tarkkoja menetelmiä lajitason tutkimukseen.

Suomessa sukellusmenetelmien toteutukset ovat hieman vaihdelleet vuosien myötä ja eri tutkimusorganisaatioiden välillä. VELMU-kartoituksissa käytetään kuitenkin yhtenäistä rannikonlaajuista menetelmäohjeistusta (Lanki 2008, VELMU 2011, Kostamo & Westerborn 2014). Pohjakartoituksen tarkoitus on arvioida tutkittavan alan pohjanlaatu sekä pohjaeliöyhteisö mahdollisimman tarkasti. Vesimakrofyyteistä arvioidaan lajikohtaiset peittävyysarvot, jotta saadaan selville niiden runsaudet ja keskinäiset runsaussuhteet. Lisäksi arvioidaan kaikki sessiilit pohjaeliöt sekä kalat joko yksilötasolla tai runsaus/peittävyysarvioinnilla.

Suomessa merenpohjan kasvillisuuskartoitusta toteutetaan usein linjakartoitusmenetelmällä, jossa pitkältä linjalta arvioidaan tietyn määrävälein sovitun suuruinen ala (Sutherland 1996). Pohjaan lasketaan vesirajasta sublitoraaliin tietyn mittainen linjanaru (yleensä 60–100 m) ja sukeltaja kartoittaa linjalta lajit ja niiden suhteelliset peittävyysarvot joko 10 metrin välein tai syvyysmetreittäin sovitun suuruiselta alalta (esimerkiksi 2 m² tai 4 m²). Sukeltaja aloittaa kartoituksen aina syvästä päästä ja etenee kohti rantavyöhykettä. Toinen tapa tehdä peittävyysarviointia sukeltaen on pistekartoitusmenetelmä, jossa sukeltaja tekee sovitun kokoiselta alalta ruutuarvioinnin ennalta määrättyä arviointipisteeltä. Tässä, kuten edellisessäkin menetelmässä sukeltaja tekee peittävyysarvioinnin ensin pohjanlaadulle ja analysoi sen jälkeen kaiken elollisen

alalta. Kasvillisuus arvioidaan peittävyysprosenttein, sessiilit pohjaeläimet usein runsauslukuin ja liikkuvat eläimet (kalat, kilkki) yksilömääräisesti. Ruutujen ala vaihtelee riippuen tutkimuskohteesta. Maailmalla yleisesti käytetty ruudun koko on 1 m², mutta Eleftherioun (2013) mukaan lauhkean vyöhykkeen sameissa vesissä sopivampi ruudun koko on 50 x 50 cm (0,25 m²), koska näkyvyys on usein huono ja lajit ovat pieniä ja piiloutuvia, jolloin suuremman alan tutkiminen olisi hankalaa ja aikaa vievää.

Sukeltamisen huonona puolena voidaan pitää sen hitautta ja kalleutta (Davies ym. 2001, Svensson ym. 2011). Sukellustoimintaan sisältyy paljon muutakin kuin pelkkä veden alle meneminen ja itse kartoitustyön tekeminen – itse asiassa valtaosa ajasta menee sukelluksen valmisteluun ja jälkityöhön kuten ilmapullojen täyttöön ja varusteiden huoltamiseen (Ilmarinen 2007). Sukelluskartoittaja on työhönsä erikoiskoulutettu, vedenalaiseen tutkimustyöhön soveltuva tutkimussukeltaja, joka hallitsee niin laitesukeltamisen kuin vedenalaiskartoitustyön metodiikan alkaen oikeanlaisesta sukellustekniikasta, jossa pohjaa vältetään pöllyttämästä näkyvyyden huononemisen takia. Sukeltajan tulee osata käyttää kartoitus- ja näytteenottovälineitä ja esimerkiksi suunnistaa pinnan alla. Lisäksi sukeltajan tulee ennen kaikkea hallita tutkittavan alueen kasvillisuus ja muu eliöstö sekä tuntea pohjatyypit. Tutkimussukeltaja on alansa erikoisasantuntija (Davies ym. 2001).

1.4.6. Pohjanäytteenotto

Pohjanäytteenoton tarkoitus on ottaa kvalitatiivisia, kvantitatiivisia tai semikvantitatiivisia näytteitä habitaattikartoituksen tueksi ja tarkennukseksi. Kvalitatiiviset menetelmät keräävät lajitietoa eivätkä näytekoko, -määrä tai -tilavuus ole tulosten kannalta olennaisia. Semikvantitatiivisessa näytteenotossa kerätään yleisluontoisia näytteitä lähinnä tunnistusta varten kun taas kvantitatiivinen menetelmä perustuu kokonaisotokseen tutkittavan alan eliöstöstä tarkoituksenaan määrittää eliöiden biomassat tietyltä alalta. Näytteitä voidaan

ottaa joko pinnalta käsin tai sukeltamalla. Syvyydestä ja pohjatyypistä riippuen käytetään erilaisia näytteenottomenetelmiä ja -välineitä. Näytteenottimia on niin kauhamaisia, laatikkomaisia kuin sylinterimäisiä. Pohjaa voidaan myös imuroida, kuvata, troolata, haravoida, ruopata ja näytteenottoon voidaan käyttää erilaisia verkkoja (Eleftheriou 2013).

Syvien pohjien näytteenotto tapahtuu aina tutkimusaluksesta käsin vajjeriin kiinnitetyn noutimen avulla. Syviltä kovilta pohjilta ei kuitenkaan saada kvantitatiivisia näytteitä, sillä epätasaisesta kovasta pinnasta on hankala saada kaikkea irti ilman sukeltajaa (Bäck ym. 1996). Kovan matalan pohjan kvantitatiivinen näytteenotto perustuukin sukeltamiseen.

Pehmeillä pohjilla on mahdollista käyttää aluksesta käsin laskettavia kvantitatiivisia noutimia. Tällaisia kauhamaisia tai sylinterimäisiä noutimia ovat esimerkiksi van Veen, Ekman, Ponar, Petersen ja Box corer (VELMU 2011, Eleftheriou 2013). Kvantitatiiviset tulokset edellyttävät näytteenoton onnistumista: noutimen tulee upota kokonaan pohjaan, ottaa kokonainen, häiriintymätön näyte ja sulkeutua kunnolla, jotta näytettä ei pääse poistumaan kauhasta.

Pehmeillä matalilla pohjilla voidaan käyttää erilaisia harausvälineitä (Munsterhjelm 1997, Wallström 2000, Munsterhjelm 2005, Ilmarinen 2007, Pitkänen ym. 2013). Luther-hara on metallinen pitkäpiikkinen haravantapainen väline, jossa haran piikkejä on kahteen suuntaan (Luther 1951a, 1951b). Sillä saa nostettua pitkiä levärihmoja, tiheää kasvillisuutta ja suurikokoisia vesikasveja pinnalle lähinnä veneessä tapahtuvaa välitöntä, kvalitatiivista tunnistusta varten. Myös pohjamateriaalin tarkastelussa harasta voi olla hyötyä (Munsterhjelm 2005).

Sekä kovan että pehmeän pohjan semikvantitatiivinen näytteenotto sukeltamalla tapahtuu pääpiirteittäin samalla tavoin: sukeltaja kerää yksittäisiä näytteitä keräyspussiin tai purkkeihin ja näytteet voidaan analysoida joko kentällä välittömästi tai viileässä merivedessä säilytettyinä enintään joitakin päiviä

myöhemmin. Sen sijaan sukeltajan kvantitatiiviset pohjanäytteenottovälineet poikkeavat toisistaan pehmeiden ja kovien pohjien näytteenotossa.

Matalalla pehmeällä pohjalla sukeltaja voi ottaa näytteitä joko merenpohjan päällisistä eliöistä tai itse merenpohjaan hautautuneista eliöistä. Pohjan päälle asetettavan pussin avulla voidaan selvittää vesikasvien, levien sekä kasvillisuuden joukossa elävien eläinten esiintymistä ja biomassaa (The Finnish IBP-PM Group 1969). Sedimenttiputkilla ja metallisilla sylinterinoutimilla saadaan kvantitatiivinen otos pohjasedimentin eliöstöstä (The Finnish IBP-PM Group 1969, Eleftheriou 2013). Sukeltajakäyttöistä pohjaimuria voidaan käyttää kovan pohjan kvantitatiiviseen näytteenottoon sekä suurten sedimenttinäytteiden ottamiseen (The Finnish IBP-PM Group 1969, Eleftheriou 2013). Matalalla kovalla pohjalla yleisesti käytetty näytteenottoväline on Kautsky-noudin, joka muodostuu tunnetun kokoisesta metallikehikosta (esimerkiksi 20 x 20 cm) ja metallisesta lastasta, jolla kaavitaan tutkittavalta, kehikon luomalta alalta kaikki materiaali pussiin, joka on kiinnitetty tiiviisti noutimen kehikkoon (Westerbom ym. 2002, Lanki 2008, Kautsky 2013, Kostamo & Westerbom 2014). Pussin on hyvä olla pitkä ja solmittavissa useasta kohtaa, jotta näytteitä voidaan yhdellä sukelluksella ja yhtä pussia käyttäen ottaa mahdollisimman monta.

1.4.7. Mallinnus

Kaikkia merialueita ei pystytä inventoimaan, koska maailman merenpohjien pinta-ala on suunnaton. Tutkimattomia alueita voidaan täydentää mallinnuksen avulla; eliöiden ja yhteisöjen esiintymistä mallinnetaan lajihavaintojen ja ympäristömuuttujatiedon avulla ja liitetään karttatietoon. Malleista on apua merialueiden suunnittelussa ja arvioitaessa ihmistoiminnan vaikutuksia meriympäristössä (Shumchenia & Wing 2010). Mallintajat käyttävät työssään paikkatietojärjestelmiä (Geographic Information Systems, GIS), kaukokartoitustietoa sekä biologista ja geologista kartoitusaineistoa luodessaan tietoa alueiden topografiasta ja eliöiden esiintymisistä (Caloz & Collet 1997,

Lehmann & Lachavanne 1997). Ajantasaisten levinneisyyskarttojen lisäksi lajien levinneisyyttä ennustavia malleja kehitetään lisäämään tietämystä siitä, miten ympäristötekijöiden muutokset vaikuttavat pohjahabitaattien muutoksiin (Gogina ym. 2010).

Mallien käyttöön liittyy monia epävarmuustekijöitä itse luotettavien mallien tuottamiseen kerätyn tiedon pohjalta, mallien tulkitsemiseen sekä niiden hyödyntämiseen päätöksenteossa. Ensinnäkin, malleja hyödynnetään liian vähän, sillä tutkimustulosten runsaudesta huolimatta ohjeistusta siitä, miten malleja voisi käyttää päätöksenteon tukena ei ole riittävästi (Guisan ym. 2013). Mallien tulkitsemisessa on muistettava, että tuotetut kartat eivät kuvaa todellisuutta, vaan esittelevät eliöiden mahdollisia esiintymisalueita tilastotieteen keinoin. Näin ollen malleihin on suhtauduttava kriittisesti ja otettava tilastollinen epävarmuus huomioon tulosten tarkastelussa ja malleihin perustuvassa päätöksenteossa. Mallit eivät kykene ennustamaan sitä tosiseikkaa, että lajit eivät aina esiinny siellä, missä ne potentiaalisesti voisivat esiintyä ja toisaalta lajin puuttuminen mallista ei tarkoita sitä, etteikö lajia voi esiintyä alueella (Gu & Swihart 2004). Merenpohjien eliöyhteisöt esiintyvät usein laikuittaisina, vaikka abioottiset ympäristötekijät olisivat suhteellisen homogeenisia ja muuttumattomia (Elith ym. 2002, Gogina ym. 2010).

Johnsonin ja Gillinghamin (2004) mukaan jopa yksinkertaiset asiantuntijapohjaiset ennustavat mallit voivat olla herkkiä mielipide-eroille. Lisäksi asiantuntemuksen puute ja ihmistenväliset erot tutkimusryhmissä voivat johtaa eroavaisuuksiin tulkinnoissa. Ymmärtämättömyys mallin ennusteiden vaihtelua kohtaan voi johtaa epäpäteviin olettamuksiin tiedon tarkkuudesta ja vaikuttaa lopulta hallintakäytäntöihin ja päätöksiin. Päätöksenteossa siedettävä epävarmuuden taso vaihtelee kuitenkin riippuen siitä, miten mallia sovelletaan. Epävarmuuslaskennat auttavat päättäjiä ja suojeleasiantuntijoita määrittämään, tukeeko malli luotettavasti käynnissä olevaa päätöksentekoprosessia (Johnson & Gillingham 2004).

1.5. Tämän työn tarkoitus

Vedenalaisten luontotyyppien kartoitustyötä toteutetaan erilaisin geologisin ja biologisin kenttätutkimusmenetelmin. Pro gradu -työssäni keskitytään visuaalisiin sukellus- ja videointikartoitusmenetelmiin sekä tässä tutkimuksessa käytettyihin näytteenottomenetelmiin, jotka ovat Luther-hara sekä Kautsky-noudin.

Verifiointityön tavoitteena on tarkastella käytettyjen vedenalaisten kartoitusmenetelmien vahvuuksia ja heikkouksia sekä arvioida niiden tarkkuutta ja todenmukaisuutta. Tässä työssä keskitytään kahden visuaalisen menetelmän vertailuun: sukellus ja videointi. Videohavaintoja verrataan sukeltajan tekemiin havaintoihin, jolloin saadaan selville, kuinka tarkasti lajeja pystytään tunnistamaan videokuvasta ja jääkö jotakin sellaista huomaamatta, jonka paljas silmä pystyy havaitsemaan. Lisäksi haranäytteitä verrataan sukeltajan lajiarvioihin ja lajien suhteellisiin peittävyysarvioihin. Kautsky-näyttein selvitetään pohjaeläinten peittävyyden vaikutusta videoarviointeihin sekä lajiarvioinnin tasoa visuaalisilla menetelmillä.

1.5.1. Tutkimuskysymykset ja hypoteesit

Seuraaviin tutkimuskysymyksiin haluttiin selvittää vastaus: 1) Vaihtelee ko lajintunnistuksen tarkkuus eri luokkatasojen välillä, ja mitkä ovat ne luokkatasot, jotka pystytään luotettavasti arvioimaan videometodein erilaisissa ympäristöissä? 2) Vaihtelee ko lajintunnistuksen tarkkuus habitaattien sisällä ja välillä? 3) Onko videomateriaalin perusteella tehtävän lajintunnistuksen tarkkuuden ja pohjaorganismien peittävyyden välillä yhteyttä? 4) Onko linja-arvioinnin ja pistearvioinnin antamien tulosten välillä eroja?

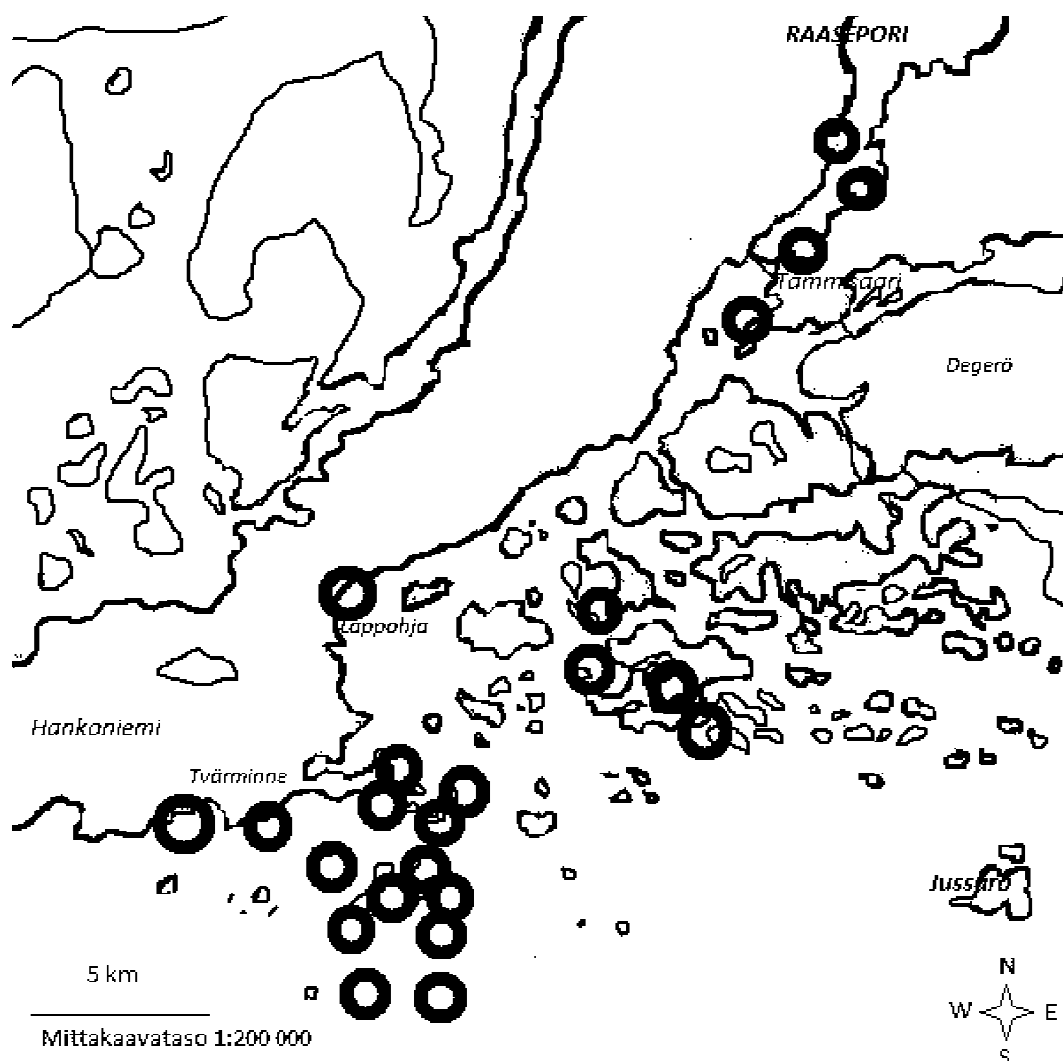
Oletus on, että videon käyttö on melko karkea metodi vedenalaisten luontotyyppien tarkasteluun ja pelkästään sitä käyttämällä ei saada riittävän tarkkoja arvioita pinnanalaisesta lajistosta. Ainakin pienimmät ja suurempien

kasvien alla piilossa olevat kasvit, levät ja pohjaeläimet jäävät videokuvasta havaitsematta. Myös lajinmääritys saattaa tuottaa hankaluuksia joidenkin samanlaisilta näyttävien makrokasvien ja -levien osalta. Riittävän luotettavan ja tarkan vedenalaisen kartoitusaineiston saamiseksi videointimenetelmä ei yksin riitä vaan vaatii lisäksi visuaalista havainnointia *in situ* kartoitettavalla alueella. - Sukellusmenetelmän odotetaan olevan tarkin ja luotettavin menetelmä niin kvalitatiivisessa kuin kvantitatiivisessa kartoituksessa. Haramenetelmän odotetaan toimivan suurilla ja runsaspeittoisilla lajeilla, mutta pienet ja hennot makrofyytit eivät tartu haraan ja jäävät siksi havaitsematta. 0-hypoteesin mukaan kartoitusmenetelmien välillä ei ole eroja tarkkuudessa ja luotettavuudessa, 1-hypoteesin mukaan eroja taas on.

2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Tutkimusalue ja -ajankohta

Verifiointityö toteutettiin Hangon ja Tammisaaren (Raaseporin) vesialueilla läntisellä Suomenlahdella heinä-syyskuussa 2007 (Tvärminnen eläintieteellinen asema 59° 50.67' N 23° 14.96' E (WGS84)). Valitut tutkimuspisteet sijaitsivat erilaisissa vesi- ja rantaympäristöissä ollen kuitenkin maksimissaan kahdeksan metrin syvyydessä kasvillisuusvyöhykkeellä (Kuva 1). Tutkimuspisteisiin sisältyi niin matalia liejupohjaisia fladoja, hiekkapohjia kuin ulkosaariston kovia pohjia. Tutkimusajankohta 18.7.–4.9.2007 sijoittui parhaaseen vesikasvien ja levien kasvukauteen. Loppukesästä irrallisten rihmalevien määrä lisääntyi tuulten ja levien sukkession takia. Näkyvyys varsinkin matalissa fladoissa oli ajoittain todella huono erityisesti tuulisten päivien jälkeen, jolloin vesimassa oli sekoittunut sameaksi ja irronnutta rihmalevää oli ajalehtinut rantavesiin. Kesä 2007 oli kokonaisuudessaan kovin tuulinen ja vaikeutti osaltaan kenttätöitä rajoittaen jonkin verran kenttätöimintää ja tutkimuspisteiden valintaa.



Kuva 1. Tutkimusalueet sijaitsivat Tvärminnen ($59^{\circ} 50.67' \text{ N } 23^{\circ} 14.96' \text{ E}$) ja Tammisaaren ($59^{\circ} 58.539' \text{ N } 23^{\circ} 26.013' \text{ E}$) vesialueilla.

2.2. Tutkimusryhmä ja -kalusto

Tutkimusryhmämme koostui aluksi kolmen hengen tiimistä, mutta menetelmien vakiintuessa ja työn alkaessa sujua kenttätyöskentely toteutettiin kahden henkilön voimin. Ennen varsinaisen tutkimuksen aloittamista kävimme yhdessä läpi kenttämenetelmät ja harjoittelimme peittävyysarviointeja, jotta jokaisen arvioitsijan työskentely- ja tulkintatapa olisi mahdollisimman yhtenäinen ja tuottaisi osaltaan mahdollisimman vähän vaihtelua tuloksiin (Thompson &

Mapstone 1997). Hoidimme videoinnit ja sukellukset vastavuoroisesti; toinen hoiti veneen ohjauksen toisen kuvatessa tutkimusaloja ja sukelluskartoituksissa pintahenkilö toimi kirjurina ja vastasi veneestä ja turvallisuudesta.

Tutkimusveneemme oli pieni, mutta kahden hengen käytössä varsin toimiva ja merikelpoinen 4,5-metrinen Buster RS.

2.3. Tutkimusmenetelmät ja -välineet eri menetelmissä

Tutkimuksessa videoitiin ja arvioitiin sukeltamalla Tvärminnen ja Tammisaaren alueilla yhteensä 99 kasvillisuuslinjaa kolmelta eri habitaattityypiltä: liejupohjat (33 linjaa), hiekkapohjat (34 linjaa) ja kovat pohjat (32 linjaa). Linjat olivat 10 metrin pituisia. Tutkimuspisteet valittiin mahdollisimman monenlaisilta alueita aina rehevöityneestä sisälahdesta karuun ulkosaaristoon, jotta saataisiin kattava otos (bioottisten ja abioottisten) ympäristötekijöidensä puolesta erilaisia pohjaelinympäristöjä. Paikat vaihtelivat esimerkiksi ravinteisuutensa, suolaisuutensa, avoimuutensa ja ihmistoiminnan vaikutusten osalta. Joukossa oli fladoja, sisä- ja välisaariston lieju- ja hiekkapohjia, avoimia hiekkarantoja sekä kivi- ja kalliopohjia niin sisempää rannikolta kuin ulkosaaristosta. Linjat sijoitettiin maksimissaan kahdeksan metrin syvyydelle pysytellen näin kasvillisuusvyöhykkeellä. Linjojen GPS-koordinaatit merkittiin ylös käsikäyttöisen GPS-laitteen avulla. Lisäksi tavoitteena oli kuvata vielä jokaisen linjan lähetyviltä kolme 50 cm × 50 cm kokoista arviointikehikkoa, jonka jälkeen sukeltaja teki kyseisille ruuduille kasvillisuuden peittävyysarvioinnin. Käytännössä ruutuja arvioitiin hieman tavoitetta vähemmän ja lopullisesta aineistosta jouduttiin vielä jättämään osa ruuduista pois huonon kuvanlaadun takia. Erityisesti osalla liejupohjista, joissa näkyvyys saattoi olla pahimmillaan muutaman senttimetrin luokkaa, ruutuarviointi jätettiin pois tai kuvatut ruudut jouduttiin hylkäämään. Tutkimuskelpoisia ruutuja arvioitiin 241 kappaletta – 63 liejupohjilta, 90 hiekkapohjilta ja 88 kovilta pohjilta.

Jokaiselta kovan pohjan alueelta otettiin sukelluksen yhteydessä Kautsky-näyte yhdeltä ruudulta linjaa kohden myöhempää laboratoriossa tapahtuvaa tarkastelua varten. Lisäksi jokaiselta lieju- ja hiekkapohjan linjalta oli tarkoitus harata lopuksi pohjaa Luther-haralla ja tehdä näin kerätyistä kasveista semikvantitatiivinen *in situ* -arviointi eri kasvilajeista ja niiden keskinäisistä osuuksista. Todellisuudessa harauksia tehtiin hieman vähemmän (liejulinjoilta 27 harausta ja hiekkalinjoilta 30 harausta). Näytteiden keräämisen tarkoitus oli verrata lajihavaintoja eri menetelmien välillä sekä varmistaa lajiston tunnistus sukeltajan ja videoanalyysin osalta.

Tutkimusalueilta mitattiin veden turbiditeetti ennen pohjan häirintää, jotta veden sameus ei lisääntyisi työskentelystä johtuen. Lisäksi tuulennopeus ja säätila kirjattiin ylös. Tämän jälkeen jokainen tutkimusala (eli jokainen linja ja ruutu) kuvattiin ensin videolle, jonka jälkeen sukeltaja teki aloista peittävyysarvioinnit *in situ*. Vertailun kohteina olivat eri menetelmät sekä eri peittävyysalat: sukeltajan linja-arviointi, sukeltajan pistearviointi (ruudulta), videomateriaalista tehty linja-arviointi ja videomateriaalista tehty pistearviointi (ruudulta) sekä haranäytteiden perusteella tehdyt lajimääritykset ja arviot lajien suhteellisista peittävyyksistä. Analysoin videomateriaalin myöhemmin kenttäkauden jälkeen, jolloin tutkimusalueet eivät enää olleet tuoreessa muistissa eikä videohavaintoihin tullut lajeja muistikuvien perusteella.

2.3.1. Videointi

Tutkimuksessa käytettiin vastaavanlaista digitaalista videokameraa kuin VELMU-kartoituksissa käytettiin vuonna 2007 (Sony Handycam DCR-HC90E, tarkkuus 3 megapikseliä). Videokamera yhdistettiin valvontakamerasta räätälöityyn laajakuvaiseen vedenalaiskameraan, joka laskettiin paksun köyden varassa lähelle pohjaa. Tämän jälkeen vedenalaista kameraa kuljetettiin eteenpäin veneestä käsin hitaasti soutaen, kuvaten näin tutkimuslinja. Kuvaa tarkkailtiin pinnalta käsin TFT-monitorin (Viewtek Color Display) kautta. Tutkimusruudut kuvattiin siten,

että ruutu heitettiin veneestä satunnaiseen paikkaan linjan läheisyyteen ja sukeltaja videoi ruudun ennen sukellusarviointia.

Tarkastelin kuvamateriaalia jälkeensä suuremman televisioruudun kautta ja tein materiaalista videoanalyysit: arvioin videokuvasta näkyvyyden ja pohjamateriaalin sekä eri pohjamateriaalien keskinäiset runsaussuhteet. Tarkastelin kiinnittynyttä kasvillisuutta tunnistuen lajit mahdollisimman tarkkaan ja määrittäen jokaisen lajin peittävyysalalla. Epävarmat lajit arvioin ylemmälle tasolle, mutta merkitsin ylös myös epävarman lajiarvion, jotta nähtäisiin, kuinka hyvin ne pitävät paikkansa. Arvioin myös sinisimpukan (*Mytilus trossulus* × *edulis*) peittävyysalaa. Muista pohjaeläimistä tein ainoastaan havaintomerkinnät.

2.3.2. Linja-arviointi

Linjanaru oli valkoista, uppoavaa nylonia, johon oli mustalla tussilla merkitty pituusasteikko. Narun molempiin päihin laitettiin painot, jotta linja pysyisi paikoillaan. Käytännössä linjanaru laskettiin käsin veneestä yhdessä kameran kanssa, jotta kameralla saatiin helpoiten kuvattua tarkka linja. Ratkaisuun päädyimme kokeiltuamme ensin videointia linjanarun pohjaan asettamisen jälkeen. Tämä ei toiminut, sillä kaapelista roikkuvaa kameraa oli mahdotonta saada osumaan linjan alueelle jälkeensä. Linjojen syvyydet vaihtelivat 0,4 metristä 7,2 metriin; syvimmat linjat tehtiin kovilla pohjatyypeillä.

Kun linja oli laskettu pohjaan ja samalla kuvattu, pääsi sukeltaja tekemään linjalle peittävyysarvioinnin: Ensin sukeltaja merkitsi ylös tutkimuspisteen syvyyden ja arvioi näkyvyyden. Tämän jälkeen hän arvioi pohjamateriaalin ja eri pohjamateriaalien keskinäiset runsaussuhteet. Kasvillisuus määritettiin mahdollisimman tarkkaan joko sukeltaessa tai tarvittaessa näytteiden avulla. Sukeltaja arvioi myös makrofyytilajien sekä sinisimpukan peittävyysalaa. Muita pohjaeläimiä tarkasteltiin ainoastaan havaintomerkinnöin. Arviointi tehtiin vedenalaiselle merkintälomakkeelle sukelluksen aikana. Arvioitu ala oli noin 10

m²: linjan pituus oli 10 metriä ja sivusuunnassa sukeltaja arvioi noin metrin levyisen vyöhykkeen.

2.3.3. Ruutuarviointi

Ruutuarvioinnin tarkoitus oli vertailla peittävyysarviointeja erilaisilla aloilla. Oletuksena oli, että ruutujen peittävyys on helpompaa arvioida kuin linjojen, sillä rajatun ja pienen alan hahmottaminen on helpompaa ja sukeltaja voi käyttää apunaan esimerkiksi kämmentä kohteiden kokojen keskinäiseen vertailuun. Ruutuarviointiin käytetyt kehiöt olivat 0,25 m² (50 cm × 50 cm) kokoisia metallikehiöitä, riittävän painavia pysymään pohjassa pienessä virtauksessa ja aallokossa. Kehikko heitettiin veneestä käsin satunnaiseen paikkaan linjan lähellä ja sukeltaja videoi sen tämän jälkeen. Sitten sukeltaja teki ruudulle samanlaisen peittävyysarvioinnin kuin linjoilla. Tuloksissa huomioitiin arviontien keskiarvo kolmelta ruudulta eli tutkittavaa alaa oli $3 \times 0,25 \text{ m}^2 = 0,75 \text{ m}^2$.

Sukellus- ja videotimenetelmien vertailu oli helpompaa ruutujen avulla kuin linja-arvioissa, sillä arviointiala oli siinä selkeästi rajattu toisin kuin linjoissa, joissa linjanarun sivujen määrittely jäi tulkitsejan tehtäväksi.

2.3.4. Kovan pohjan näytteenotto Kautsky-noutimella

Kautsky-näytteenotto suoritettiin sukeltamalla ruutuarvioinnin yhteydessä. Noudin koostui metallisesta 400 cm² (20 cm × 20 cm) kokoisesta kehiöstä ja metallisesta kaapimesta. Kehikkoon oli kiinnitetty näytteenottopussi (Kautsky 2013). Kehikko laskettiin varovaisesti valitulle tutkimusalalle (tässä tutkimuksessa arviointiruudun kulmaan), josta kaavittiin tasaisella liikkeellä irti kaikki kiinnittynyt pohjamateriaali. Tasainen liike aiheuttaa vedessä virtauksen, jolloin irronnut materiaali kulkeutuu kätevästi haluttuun paikkaan, siis näytepussiin. Arviointiruutu ja siten myös Kautsky-noutimen paikka valittiin

siten, että kova pohja olisi mahdollisimman tasainen, jotta kaikki sen sisältämä aines saataisiin kaavittua näytteeseen.

Näytteet käsiteltiin ja analysoitiin myöhemmin laboratoriossa. Näytteet seulottiin seulasarjalla, jossa pyöreät seulat (halkaisijaltaan noin 20 cm) olivat päällekkäin siten, että suurin silmäkoko oli ylimpänä (silmäkoot 9 mm, 4 mm ja 1 mm). Näyte kaadettiin ylimmälle seulalle huuhtoen se huolellisesti irti näytepussista. Seulalla näytteen huuhtomista jatkettiin juoksevan veden alla niin kauan, että erikokoiset eliöt saatiin eroteltua toisistaan ja siten näytteen jatkokäsittely helpottui. Tämän jälkeen näyte tutkittiin seula kerrallaan valkoisilla näytealustoilla. Kaikki pohjaeläimet ja makrofyyttikasvusto poimittiin, laskettiin ja tunnistettiin mahdollisimman tarkasti näytteistä.

2.3.5. Pehmeän pohjan näytteenotto Luther-haralla

Luther-haraa käytettiin pehmeiden pohjien kasvillisuuden tutkimiseen veneestä käsin. Luther-hara on metallinen, pitkäpiikkinen, haravantapainen väline, jossa on piikkejä kahteen suuntaan. Siinä ei ole vartta vaan haraosa on kiinnitetty pitkään köyteen, jonka avulla hara heitetään veneestä mahdollisimman kauas ja vedetään takaisin haran kulkeutuessa pohjaa pitkin (Luther 1951a, 1951b). Sillä saa nostettua pitkiä levärihmoja, tiheää kasvillisuutta ja suurikokoisia vesikasveja pinnalle. Hara soveltuu pehmeän pohjan laadulliseen näytteenottoon sekä semikvantitatiiviseen tarkasteluun lajien keskinäisistä osuuksista. Haran käytössä on muistettava, että näytteestä jäävät helposti pois pienet ja hennot lajit, jotka eivät jää haraan kiinni. Sen sijaan näytteeseen voi tulla ylimääräisinä muualta ajautuneita irrallisia makrofyyttejä (Ilmarinen 2007).

Haraa käytettiin lähes jokaisen pehmeän arviointilinjan läheisyydessä. Hara heitettiin niin pitkälle kuin muutaman metrin mittainen köysi antoi myöten, jonka jälkeen se vedettiin rauhallisesti takaisin veneeseen ja otettiin talteen kaikki piikkeihin tarttunut kasviaines. Sama toistettiin yhteensä 10 kertaa yhdellä

tutkimuspisteellä. Tämän jälkeen haranäyte tutkittiin: Näytteen runsaus arvioitiin silmämääräisesti käyttämällä asteikkoa 1–5 (1 = erittäin harva, 5 = erittäin runsas) ja sitten makrofytyt tunnistettiin mahdollisimman tarkasti ja arvioitiin eri lajien keskinäiset runsaussuhteet. Mikäli lajeja ei pystytty tunnistamaan paikan päällä, niistä otettiin näytteet mukaan myöhempää tunnistusta varten.

2.3.6. Tilastolliset analyysit

Selvitin tutkimusmenetelmien toimivuuden eroja eri pohjatyypeillä ja eri peittävyysaloilla (linjat, ruudut) kaksisuuntaisen varianssianalyysin avulla. Siinä perusjoukko on jaettu ryhmiin useamman tekijän suhteen ja tavoitteena on testata, ovatko tarkasteltavan muuttujan ryhmäkohtaiset odotusarvot yhtä suuria. Kasvillisuuden peittävyysarvioiden erojen testaamiseen eri menetelmillä, pohjatyypeillä ja peittävyysaloilla käytin varianssianalyysin Tests of Between-Subjects Effects -testiä. Menetelmien välisten erojen vertailuun lajimäärissä käytin Tukeyn monivertailutestiä, jolla voidaan selvittää ryhmäeroja, poikkeavatko muuttujien keskiarvot toisistaan. Virheellisten lajihavaintojen määrän tilastollista merkitsevyyttä testasin riippumattoman otoksen t-testillä. Sukeltajan ja videoarvioinnin havaintomäärien eroja eri luokkatasoissa sekä hyvin erottuneiden ja huonosti erottuneiden makrofytytilajien osalta testasin khiin neliö (χ^2) -testillä.

Pohjaeläinten peittävyyden vaikutusta lajimääriin ja lajintunnistukseen selvitin sinisimpukan (*Mytilus trossulus* × *edulis*) avulla, joka on läntisellä Suomenlahdella merenpohjaa dominoiva laji (Westerbom ym. 2002). Peittävyyden vaikutuksia testasin Pearsonin korrelaatiotestillä ja menetelmien eroja peittävyyksissä t-testin avulla. Lisäksi selvitin khiin neliö (χ^2) -testin avulla, onko sukeltajan ja videoarvioinnin välillä eroja sinisimpukan havaintomäärissä.

Turbiditeetin vaikutusta sukeltajan ja videotulkintojen lajimääriin ja eri menetelmillä arvioituihin näkyvyyksiin eri pohjatyypeillä selvitin myös Pearsonin korrelaatiotestin avulla.

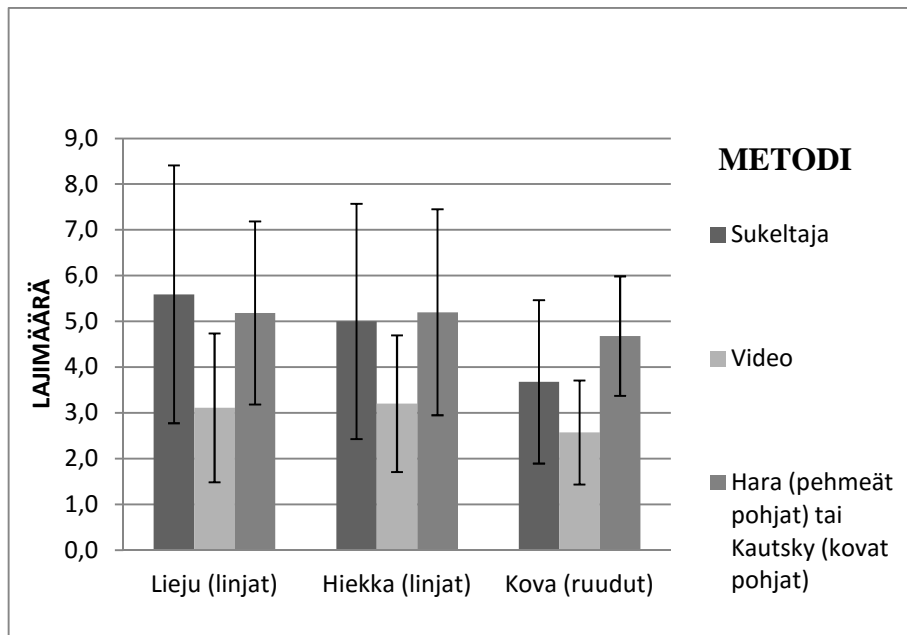
Kaikissa testeissä tilastollisen merkitsevyyden katsottiin löytyvän merkitsevyystason (p) ollessa $\leq 0,05$.

3. Tulokset

3.1. Lajimäärät

3.1.1. Menetelmien väliset erot lajimäärissä

Lajimäärätarkastelu osoitti, että videoanalysoinneissa lajimäärä jäi vähäisemmäksi kuin sukeltajan arvioinneissa. Tulokset olivat samanlaisia kaikilla pohjatyypeillä eli liejulla, hiekalla ja kovalla pohjalla (Kuva 2).



Kuva 2. Vesimakrofyyttien lajimäärähavaintojen keskiarvot (\bar{x}) ja niiden hajonnat (SD) eri metodeilla.

Keskimääräinen vesimakrofyyttien lajimäärä liejupohjilla oli sukeltajalla $5,6 \pm 2,8$ ($\bar{x} \pm \text{SD}$) ja videolla $3,1 \pm 1,6$ lajia. Metodien välinen ero oli 2,5 lajia (45 %) sukeltajan hyväksi. Tukeyn testin mukaan sukeltajan ja videon lajimäärissä oli tilastollisesti merkitsevä ero liejupohjilla ($p = 0,000$). Pehmeillä pohjatyypeillä vertailussa mukana ollut hara antoi samansuuruiset lajimäärät kuin sukeltaja ($5,2 \pm 2,0$) eikä sukeltajan ja haran lajimäärissä ollut tilastollisesti merkitsevää eroa ($p = 0,776$). Videon ja haran välinen ero oli havaittavissa aivan kuten sukeltajan ja videon välillä ($p = 0,003$). (Taulukko 1)

Taulukko 1. Sukeltajan (1), videon (2) ja haran (3) väliset erot lajimäärissä liejupohjilla.

Monivertailu

Riippuva muuttuja: LAJIMÄÄRÄ LIEJU

	(I) Metodi	(J) Metodi	Keski- määräinen ero (I-J)	Keski- virhe	Merkit- sevyys p	95% luottamusväli	
						Ala- raja	Ylä- raja
Tukey HSD	1 sukeltaja	2	2,48148*	0,60014	0,000	1,0476	3,9154
		3	0,40741	0,60014	0,776	-1,0265	1,8413
	2 video	1	-2,48148*	0,60014	0,000	-3,9154	-1,0476
		3	-2,07407*	0,60014	0,003	-3,508	-0,6402
	3 hara	1	-0,40741	0,60014	0,776	-1,8413	1,0265
		2	2,07407*	0,60014	0,003	0,6402	3,508

Hiekkapohjilla lajimäärät olivat sukeltajalla $5,0 \pm 2,6$ lajia ja videolla $3,2 \pm 1,5$ lajia. Metodien välinen ero oli 1,8 lajia (36 %). Menetelmien välillä oli eroa lajimäärissä ($p = 0,005$). Haran keskimääräinen lajimäärä oli hiekkapohjillakin lähellä sukeltajan lajimäärää ($5,2 \pm 2,2$), joten sukeltajan ja haran lajimäärissä ei ollut tilastollista eroa ($p = 0,931$). Sen sijaan videon ja haran välillä lajimäärissä oli eroa ($p = 0,002$). (Taulukko 2).

Taulukko 2. Sukeltajan (1), videon (2) ja haran (3) väliset erot lajimäärissä hiekkapohjilla.

Monivertailu

Riippuva muuttuja: LAJIMAARA HIEKKA

	(I) Metodi	(J) Metodi	Keski- määräinen ero (I-J)	Keski- virhe	Merkit- sevyys p	95% luottamusväli	
						Ala- raja	Ylä- raja
Tukey HSD	1 sukeltaja	2	1,80000*	0,55612	0,005	0,4739	3,1261
		3	-0,2	0,55612	0,931	-1,5261	1,1261
	2 video	1	-1,80000*	0,55612	0,005	-3,1261	-0,4739
		3	-2,00000*	0,55612	0,002	-3,3261	-0,6739
	3 hara	1	0,2	0,55612	0,931	-1,1261	1,5261
		2	2,00000*	0,55612	0,002	0,6739	3,3261

Kovien pohjien linja-arvioinneissa käytettiin ainoastaan kahta metodia, sukellusta ja videotointia. Niissä lajimäärät olivat samansuuntaisia kuin pehmeiden pohjien havainnoissa: Sukeltajan lajimäärä oli $5,3 \pm 2,4$ ja videohavaintojen $3,1 \pm 1,2$ lajia. Metodien välinen ero oli 2,2 lajia (42 %). Kovan pohjan ruutuarvioinneissa oli kolmantena menetelmänä mukana Kautsky-pohjanäytteenotto. Sukeltajan ja videohavaintojen ero oli 1,1 makrofyyttilajia (30 %) sukeltajan havaittua keskimäärin $3,7 \pm 1,8$ lajia ja videohavaintojen ollessa keskimäärin $2,6 \pm 1,1$ lajia. Kautsky-näytteiden lajihavaintojen määrä (keskimäärin $4,7 \pm 1,3$) oli vielä sukeltajan havaintoja selvästi suurempi: metodien välinen ero oli 1,0 lajia eli 21 % Kautsky-menetelmän hyväksi. Sukeltajan ja videoanalyysin lajimäärät poikkesivat toisistaan varianssianalyysin mukaan ($p = 0,000$). (Taulukko 3).

Taulukko 3. Lajimäärien erot sukeltajan ja videoanalyysin välillä kovilla pohjilla.

Riippuva muuttuja: LAJIMÄÄRÄ KOVA POHJA

	Tyypin III neliö- summa	df	Keskineliö	F	Merkit- sevyys p
Menetelmät: sukellus vs. video	76,563	1	76,563	21,657	0,000
Virhe	219,188	62	3,535		

3.1.2. Lajimäärien erot eri peittävyysaloilla (linjat ja ruudut)

Linja-arvioiden keskimääräiset lajimäärät olivat suurempia kuin ruutuarvioiden (Taulukko 4). Sama tulos oli havaittavissa kaikilla pohjatyypeillä.

Taulukko 4. Keskimääräiset sukeltajan ja videon havaitsemat lajimäärät ($\bar{x} \pm SD$) linjoilla ja ruuduilla.

<i>LAJIMÄÄRÄT</i>	LIEJU	HIEKKA	KOVA	KAIKKI POHJATYYPIT
Sukelluslinja	5,6 ± 2,8	5,0 ± 2,6	5,3 ± 1,8	5,3 ± 2,6
Sukellusruutu	2,8 ± 1,5	2,3 ± 1,2	3,5 ± 1,6	2,9 ± 1,4
Videolinja	3,1 ± 1,6	3,2 ± 1,5	3,1 ± 1,1	3,1 ± 1,4
Videoruutu	1,8 ± 0,9	2,1 ± 1,1	2,6 ± 1,0	2,2 ± 1,0

3.1.3. Pohjatyyppin vaikutus lajimääriin ja eri menetelmien toimivuuteen

Kaksisuuntaisen varianssianalyysin mukaan sukelluksen, videoinnin ja harauksen toimivuudessa pehmeillä pohjatyypeillä (lieju ja hiekka) ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja ($p = 0,626$) eikä pohjatyyppi vaikuttanut menetelmien toimivuuteen lajimääriä arvioitaessa ($p = 0,659$). Lajimääräarvioinnit olivat siis samankaltaisia eri metodeilla riippumatta siitä, oliko kyseessä lieju- vai hiekkapohja. Sen sijaan menetelmien välillä oli eroja lajimäärissä ($p = 0,000$). (Taulukko 5)

Taulukko 5. Pohjatyyppin (lieju vs. hiekka) vaikutus lajimääriin ja menetelmien toimivuuteen.

Riippuva muuttuja: LAJIMÄÄRÄ (Riippumattomat muuttujat LIEJU + HIEKKA)

	Tyypin III neliö- summa	df	Keski- neliö	F	Merkit- sevyys p
Menetelmä	165,658	2	82,829	17,457	0,000
Pohjatyyppi	1,132	1	1,132	0,239	0,626
Menetelmä * Pohjatyyppi	3,973	2	1,987	0,419	0,659
Virhe	782,859	165	4,745		

Myös kova pohja oli vertailussa mukana sukeltajan ja videoinnin osalta. Tulos oli sama: pohjatyypillä ei ollut vaikutusta sukelluksen tai videoinnin toimivuuteen ($p = 0,810$) eikä pohjatyyppi vaikuttanut sukelluksen tai videoinnin toimivuuteen

lajimääriä arvioitaessa ($p = 0,682$). Menetelmien välinen ero lajimäärissä oli kuitenkin selvä ($p = 0,000$). (Taulukko 6).

Taulukko 6. Pohjatyypin – lieju, hiekka ja kova pohja – vaikutus lajimääriin ja menetelmien toimivuuteen.

Riippuva muuttuja: LAJIMÄÄRÄ (Riippumattomat muuttujat: KAIKKI POHJATYYPIT)

	Tyypin III neliö- summa	df	Keski- neliö	F	Merkit- sevyys p
Menetelmä	205,902	1	205,902	47,147	0,000
Pohjatyypin	1,844	2	0,922	0,211	0,810
Menetelmä * Pohjatyypin	3,343	2	1,671	0,383	0,683
Virhe	751,173	172	4,367		

3.2. Lajintunnistus

Makrofyttihavaintoja kirjattiin yhteensä 2420, joista videohavaintoja oli yhteensä 818. Näistä sukeltajan ja näytteenottomenetelmien (hara, Kautsky) mukaan vääriä videotulkintoja oli yhteensä 114 eli 14 %. Videolla havaittiin ja tunnistettiin siis sellaisia makrofyyttejä, joita ei vastaavasti ollut muissa metodeissa. Tulos oli t-testin mukaan tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,000$). ”Rihmalevää” oli videoissa 132 havaintoa ja 78 tapauksessa (60 %) kyseinen havainto oli sukeltajan havainnoissa tunnistettu joko lajilleen tai mikroskooppista tarkastelua vaativaksi lajipariksi. Tunnistettujen vesimakrofyttien kokonaismäärä (55 tunnistettua makrofyyttiä) oli sukeltajalla 21 makrofyyttiä (38 %) suurempi kuin videohavainnoissa (Taulukko 7). Ero oli χ^2 -testin mukaan tilastollisesti merkitsevä ($p = 0,000$). Sukeltaja tunnisti 41 lajia, mikä on 15 lajia (37 %) enemmän kuin lajitason tunnistukset videotulkintoissa (26 lajia). Tällekin erolle löytyi tilastollinen merkitsevyys ($p = 0,000$). Muissakin luokkatasoissa sukeltaja tunnisti enemmän makrofyyttejä: Sukutasolla sukeltaja tunnisti 9 sukua, kun videotulkintoissa tunnistettiin 5 sukua (ei tilastollista merkitsevyyttä) ja lajiparitunnistuksia (kaksi samannäköistä lajia, joiden tunnistaminen toisistaan

vaatii mikroskooppista tarkastelua) sukeltaja teki kolme siinä missä videotulkinta kaksi. Lisäksi määrittelemättömiä vesisammalia videoilta ei havaittu lainkaan, vaikka sukeltaja havaitsi näitä 23 pehmeän pohjan paikasta. Kaikki makrofyttihavainnot eri metodeilla löytyvät tarkemmin tarkasteltuina liitteistä 1–4 (Taulukot 18–21).

Taulukko 7. Vesimakrofyttien tunnistamisen erot eri luokkatasoissa sukellus- ja videointimenetelmillä.

Tunnistetut vesimakrofyytit	Menetelmien välinen ero:			x ² -testi
	N	Sukeltaja	Video	p
Kaikki luokkatasot yht.	59	55	34	0,000
Sukutason havainnot	11	9	5	0,076
Lajitason havainnot	43	41	26	0,000

Toistuvia virhemääriä tapahtui pitkälehtividan (*Potamogeton praelongus* Wulfen) ja haurujen (*Zannichellia* L.) tunnistuksessa: Yhdeksässä kymmenestä pitkälehtivitahavainnosta laji tulkittiin videodatassa ahvenvidaksi (*Potamogeton perfoliatus* L.) ja 54 haurahavainnosta 37 tulkittiin videolla hapsividaksi (*P. pectinatus* nyk. *Stuckenia pectinata* (L.) Böerner).

Toiset lajit erottuivat paremmin videolla kuin toiset (Taulukko 8). Pehmeiden pohjien lajeista parhaiten videolta tunnistettiin merinäkinruoho (*Najas marina* L.), ahvenvita, hapsivita, meriajokas (*Zostera marina* L.), tähkä-ärviä (*Myriophyllum spicatum* L.) sekä pyörösätkin (*Ranunculus circinatus* Sibth.). Kovilla pohjilla videolta havaittiin parhaiten rakkolevä (*Fucus vesiculosus* L.), rakkoleväntupsu (*Elachista fucicola* Velley), punahelmilevä (*Ceramium tenuicorne* (Kütz.) Waern) sekä lajipari pilviruskolevä/lettiruskolevä (*Ectocarpus ciliculosus* (Dillwyn) Lyngbye/*Pilayella littoralis* (L.) Kjellman). Näiden lajien osalta sukeltajan ja videotulkinnan havaintomäärissä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja ($p > 0,05$).

Taulukko 8. Luettelo yleisistä lajeista, jotka ovat erottuneet hyvin myös videolla.

Videolla hyvin erottuneita makrofyyttejä	Havaintojen määrä		χ^2 -testi
LAJI	SUKELTAJA	VIDEO	p
<i>Najas marina</i> L.	18	20	0,738
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	94	101	0,553
<i>Fucus vesiculosus</i> L.	75	79	0,714
<i>Zostera marina</i> L.	22	23	0,877
<i>Elachista fucicola</i> Velley	40	38	0,810
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kütz.) Waern	107	101	0,618
<i>Stuckenia pectinata</i> (L.) Böerner	99	88	0,345
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	60	49	0,250
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	21	15	0,304
<i>P. littor.</i> (L.) Kjell./ <i>E. silicul.</i> (Dill.) Lynb.	59	41	0,051

Huonoiten pehmeiden pohjien videoista erottuivat vesisammalet, hapsikat (*Ruppia* L.), haurat ja näkinpartaiset (*Chara* L.). Kovilla pohjilla videoista jäivät huomaamatta punaleviin kuuluvat luulevät (*Polysiphonia* Grev.), punalaikkulevä (*Hildenbrandia rubra* (Somm.) Menegh.), lajipari liuskapunalevä/röyhelöpunalevä (*Coccotylus truncatus* (Pall.) Wynne & Heine/*Phyllophora pseudoceranoides* (Gmel.) Newr. & Tayl.), lajipari leveäpartalevä/takkulevä (*Dictyosiphon foeniculaceus* (Huds.) Grev./*Stictyosiphon tortilis*) sekä haarukkalevä (*Furcellaria lumbricalis* (Huds.) Lamour.) (Taulukko 9). Näiden lajien osalta khiin neliön testin mukaan sukeltajan ja videotulkintojen lajihavainnoissa ei ollut pelkästään tilastollisesti merkitseviä ($p < 0,05$) vaan huomattavia eroja ($p < 0,01$).

Taulukko 9. Luettelo lajeista, joita sukeltaja on löytänyt vähintään 8 paikasta, mutta jotka ovat erottuneet huonosti tai eivät lainkaan videolla.

Videolla huonosti erottuneita makrofyyttejä	Havaintojen määrä		χ^2 -testi
LAJI	SUKELTAJA	VIDEO	p
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) Lamour.	70	13	0,000
<i>Zannichellia</i> L. (suku- lajitaso)	54	10	0,000
<i>Chara</i> L. (suku- ja lajitaso)	36	6	0,000
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev./	29	3	0,000
<i>Stictyosiphon tortilis</i> (Gobi) Reinke			
VESISAMMALET*	23	0	0,000
<i>Polysiphonia</i> Grev. (suku- ja lajitaso)	21	0	0,000
<i>C. truncatus</i> (Pall.) Wynne & Heine/	15	0	0,000
<i>P. pseudoceranoides</i> (Gmel.) Newr. & Tayl.			
<i>Hildenbrandia rubra</i> (Somm.) Menegh.	12	0	0,000
<i>Potamogeton praelongus</i> Wulfen	10	0	0,001
<i>Ruppia</i> L. (suku- ja lajitaso)	8	0	0,004
* <i>D. aduncus</i> (Hedw.) Warnst., <i>F. antipyretica</i> Hedw. sekä määrittämätön vesisammal			

3.3. Peittävyys

3.3.1. Peittävyys eri menetelmillä, pohjatyypeillä ja peittävyysaloilla

Sukeltajan ja videoarviointien peittävyys vaihtelivat eri peittävyysaloilla sekä eri pohjatyypin välillä (Taulukot 10–13). Sukeltajan peittävyysarviot olivat pienempiä liejupohjan arvioissa sekä hiekkapohjan ruutuarvioissa. Sen sijaan kovan pohjan arvioinneissa ja hiekkapohjan linja-arvioissa sukeltajan arvioimat peittävyys olivat suurempia kuin videohavainnoissa. Varianssianalyysin mukaan kasvillisuuden peittävyysarvioissa sukeltajan ja videon välillä ei ollut eroja liejupohjalla ($p = 0,922$) eikä kovalla pohjalla ($p = 0,145$), mutta hiekkapohjalla sukeltajan ja videon peittävyysarviot poikkesivat toisistaan tilastollisesti merkitsevästi ($p = 0,018$). Hiekkapohjalla menetelmien välinen ero löytyi ruutuarvioinneista, joissa sukeltajan peittävyysarviot olivat selvästi videoarviointeja pienempiä toisin kuin linja-arvioinneissa, joissa peittävyysdet

olivat samaa suuruusluokkaa (Taulukko 10). Liejupohjalla ja kovalla pohjalla sukeltajan ja videoarviointien peittävyysien erot olivat samankaltaisia linja- ja ruutuarvioissa (Taulukko 11 ja Taulukko 13). Toisin sanoen peittävyyksissä oli eroja linjojen ja ruutujen välillä (liejupohjalla $p = 0,000$ ja kovalla pohjalla $p = 0,02$), mutta sukellus ja videointi toimivat (lieju- ja kovilla pohjilla) yhtäläisesti riippumatta siitä, oliko kyseessä linja-arviointi vai pistemäinen arviointi (liejupohjalla $p = 0,807$ ja kovalla pohjalla $p = 0,252$). Sen sijaan hiekkapohjilla sukeltajan ja videon peittävyysarviointien erot poikkesivat toisistaan linja-arvioiden ja ruutuarvioiden välillä ($p = 0,012$) eli menetelmät eivät toimineet samalla tavalla eri peittävyysaloilla (Taulukko 12). Linjojen kasvillisuuspeittävyys arvioitiin kaikilla pohjatyypeillä suuremmiksi kuin ruutujen peittävyys. Eroille löytyi tilastollinen merkitsevyys (liejupohjilla $p = 0,000$, hiekkapohjilla $p = 0,001$ ja kovilla pohjilla $p = 0,020$).

Taulukko 10. Makrofytytien peittävyys (%) eri pohjatyypeillä ja menetelmillä ($\bar{x} \pm SD$).

	Linjat	Ruudut	Keskiarvo
LIEJU			
Sukeltaja	55 \pm 32	38 \pm 35	43 \pm 35
Video	58 \pm 45	45 \pm 55	49 \pm 52
Keskiarvo	56 \pm 39	42 \pm 46	46 \pm 45
HIEKKA			
Sukeltaja	56 \pm 35	29 \pm 27	36 \pm 31
Video	54 \pm 42	40 \pm 44	44 \pm 43
Keskiarvo	55 \pm 42	35 \pm 37	40 \pm 38
KOVA			
Sukeltaja	88 \pm 50	62 \pm 46	69 \pm 49
Video	71 \pm 31	57 \pm 40	61 \pm 39
Keskiarvo	80 \pm 43	60 \pm 43	65 \pm 44

Taulukko 11. Makrofyyttien kokonaispeittävyysien erot liejupohjien linjoilla ja ruuduilla sekä eri metodein.

Riippuva muutt.: KOKONAISPEITTÄV. (Riippumattomat muutt.: lieju + eri alat ja menetelmät)

	Tyypin III neliö-summa	df	Keski-neliö	F	Merkit-sevyys p
Ala: linja ja ruutu	39491,09	1	39491,09	34,182	0,000
Menet: Sukellus vs. video	11,045	1	11,045	0,01	0,922
Ala * Menetelmä	69,032	1	69,032	0,06	0,807
Virhe	101666,7	88	1155,304		

Taulukko 12. Makrofyyttien kokonaispeittävyysien erot hiekkapohjien linjoilla ja ruuduilla sekä eri metodein.

Riippuva muutt.: KOKONAISPEITTÄV. (Riippumattomat muutt.: hiekka + eri alat + menetelmät)

	Tyypin III neliö-summa	df	Keski-neliö	F	Merkit-sevyys p
Ala: linja ja ruutu	12563,49	1	12563,49	11,724	0,001
Menet: Sukellus vs. video	6164,764	1	6164,764	5,753	0,018
Ala * Menetelmä	7062,764	1	7062,764	6,591	0,012
Virhe	122167,1	114	1071,641		

Taulukko 13. Makrofyyttien kokonaispeittävyysien erot kovien pohjien linjoilla ja ruuduilla sekä eri metodein.

Riippuva muutt.: KOKONAISPEITTÄV. (Riippumattomat muutt.: kova p. + eri alat + menetelmät)

	Tyypin III neliö-summa	df	Keski-neliö	F	Merkit-sevyys p
Ala: linja ja ruutu	9193,003	1	9193,003	5,534	0,02
Menet: Sukellus vs. video	3568,3	1	3568,3	2,148	0,145
Ala * Menetelmä	2201,339	1	2201,339	1,325	0,252
Virhe	192684,6	116	1661,074		

3.3.2. Pohjaeläinten peittävyiden vaikutus lajimääriin ja lajintunnistukseen

Pearsonin korrelaatiotestin mukaan sinisimpukan (*Mytilus trossulus* × *edulis*) peittävyydellä oli negatiivinen korrelaatio makrofyyttien lajimääriin sekä sukeltajan arvioinneissa ($p = 0,000$) että videoarvioinneissa ($p = 0,000$). Sinisimpukan runsas peittävyys siis vähensi makrofyyttien määrää ($p = 0,000$). Sen sijaan sinisimpukan peittävyiden ja väärin lajintunnistusten välillä vallitsi positiivinen korrelaatio ($p = 0,029$). Toisin sanoen sinisimpukan runsaus lisäsi makrofyyttien tunnistusvirheitä videolla. Sukeltajan ja videoarviointien peittävydet korreloivat keskenään eli sukeltajan arvioimien peittävyksien kasvaessa myös videoarviointien peittävydet kasvoivat. (Taulukko 14)

Taulukko 14. Sinisimpukan peittävyiden vaikutus lajimääriin ja virheellisiin lajintunnistuksiin sekä sukeltajan ja videon peittävyksien korrelaatio.

Pearson's correlation (2-tailed)

<i>Mytiluksen peittävyiden vaikutus</i>			
<i>lajimääriin</i>	p	kerroin <i>r</i>	N
Sukeltaja	0,000	-0,354	120
Video	0,000	-0,317	120
<i>vääriin lajintunnistuksiin</i>			
Video	0,029	0,200	120
<i>Mytilus-peittävyksiin</i>			
Sukeltaja vrt. video	0,000	0,601	120

3.3.3. Sinisimpukan tunnistaminen videolta

Kaikista 120 kovan pohjan havaintopaikasta sukeltaja havaitsi sinisimpukkaa 115 alalta. Videolla sinisimpukkaa havaittiin 76 havaintopaikasta, joista 75 paikkaa oli yhteisiä sukeltajan havaintojen kanssa ja 1 sellainen, jota ei ollut sukeltajan havainnoissa. Videolta havaittiin siis 34 % harvemmin sinisimpukkaa. Khiin neliö (χ^2) -testin mukaan sinisimpukan havaintomäärissä oli eroja sukeltajan ja

videoarviointien välillä ($p = 0,000$). Sinisimpukan keskimääräiset peittävydet olivat sukeltajan havainnoissa 28 % ja videoissa 31 %. Tulos ei ollut t-testin mukaan tilastollisesti merkitsevä. (Taulukko 15)

Taulukko 15. Sukeltajan ja videoarvioinnin erot sinisimpukkahavainnoissa ja -peittävyksissä.

<i>Mytilus trossulus</i> × <i>edulis</i>	Havainnot	Peittävyys (%)	
	kpl	\bar{x}	SD
Sukeltaja	115	28	25
Video	76	31	28
Ero (kpl / %-yks.)	39	3	-
Ero (%)	34	10	-
Menetelmien välinen ero	χ^2 -testi	t-testi	-
p-arvo	0,000	0,459	-

Yksittäisiä havaintoja tarkastelemalla todettiin, että 61 %:ssa videohavainnoista (46 havainnossa) oli suurempi peittävyys kuin sukeltajalla ja näistä 83 %:ssa (38 havainnossa) peittävyysien ero oli yli 30 % (Taulukko 16). Niissä havaintopisteissä, joissa videoarvioiden mukaan ei ollut sinisimpukkaa, sukeltajan arvioimat peittävyydet vaihtelivat välillä 0,5–40 % eli myös melko runsaita sinisimpukkapeittävyksiä jäi videoarvioinneista toisinaan huomaamatta. Vaikka sukeltajan ja videoarviointien peittävyystulokset korreloivatkin keskenään, videoarviointien simpukkapeittävyydet vaihtelivat huomattavasti sukeltajan peittävyysiin nähden.

Taulukko 16. Sinisimpukan peittävyksien erot sukellus- ja videointimenetelmän välillä.

<i>Mytilus trossulus</i> × <i>edulis</i>	Havainnot (kpl)	Osuus (%)	Peittävä. ero väh. 30 % (kpl)
Videoarvioiden <i>Mytilus</i> -havainnot	76	100	-
Sukeltajan havainnoissa suurempi peittävyys	24	31,6	16
Videohavainnoissa suurempi peittävyys	46	60,5	38
Samat peittävyudet sukeltajalla ja videolla	5	6,6	-
Videohavainto, mutta ei sukeltajan havaintoa	1	1,3	-

3.4. Turbiditeetin vaikutus lajihavaintoihin ja näkyvyyteen

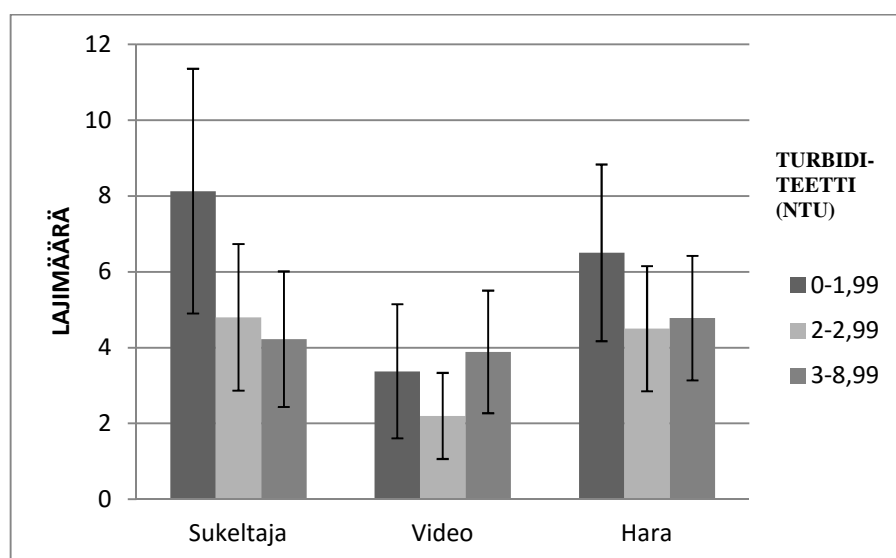
Liejulinjoilla turbiditeetti vaikutti sukeltajan arvioimaan näkyvyyteen sekä lajihavaintoihin negatiivisesti. Negatiiviselle korrelaatiolle löytyi myös tilastollinen merkitsevyys Pearsonin korrelaatiotestin mukaan (p (lajihavainnot) = 0,046 ja p (näkyvyys) = 0,001). Videolla selkeää trendiä turbiditeetin vaikutuksista lajimääriin ei löytynyt, mutta myös videoarvioiden mukaan näkyvyys huononi turbiditeetin kasvun myötä (p = 0,045). Sen sijaan haran lajimäärätulokset eivät osoittaneet turbiditeetin vaikutusta lajimääriin (Taulukko 17). Turbiditeetti vaikutti siis visuaaliseen havainnointiin eikä lajien runsauteen (Kuva 3 ja Kuva 4). Hiekkalinjoilla turbiditeetti näytti kuvaajan perusteella vaikuttavan sukeltajan lajihavaintoihin negatiivisesti, mutta tulokselle ei kuitenkaan löytynyt tilastollista merkitsevyyttä. Videohavainnoissa turbiditeetti ei vaikuttanut lajihavaintoihin eikä näkyvyyteen. Sukeltajan arvion mukaan näkyvyys heikkeni selvästi turbiditeetin voimistuessa (p = 0,000). Haranäytteiden tulos lajimäärien osalta oli samantapainen kuin sukeltajalla eli turbiditeetti vaikutti olevan voimakkaampaa siellä, missä makrofytytien määrä oli vähäisempi, mutta tilastollista merkitsevyyttä ei aivan löytynyt (Taulukko 17). Turbiditeettierot olivat hiekkalinjoilla hyvin vähäisiä (välillä 0,87–2,27) eli vesi oli kohtalaisen kirkasta kaikilla linjoilla (Kuva 5 ja Kuva 6). Kovilla pohjilla turbiditeetin ja lajimäärän välillä vallitsi positiivinen korrelaatio sukeltajan havainnoissa. Turbiditeetti siis voimistui lajimäärän kasvaessa. Trendi oli selvä sukeltajan havainnoissa ja positiiviselle korrelaatiolle löytyi tilastollinen merkitsevyys (p = 0,001). Videohavainnoissa vastaavaa korrelaatiota ei löytynyt.

Turbiditeetilla ei ollut vaikutusta sukeltajan tai videotulkinnan arvioimaan näkyvyyteen (Taulukko 17). Turbiditeettierot olivat kovapohjaisilla linjoilla melko vähäisiä (välillä 0,57–2,11 NTU); vesi oli kohtalaisen kirkasta kaikilla linjoilla (Kuva 7 ja Kuva 8).

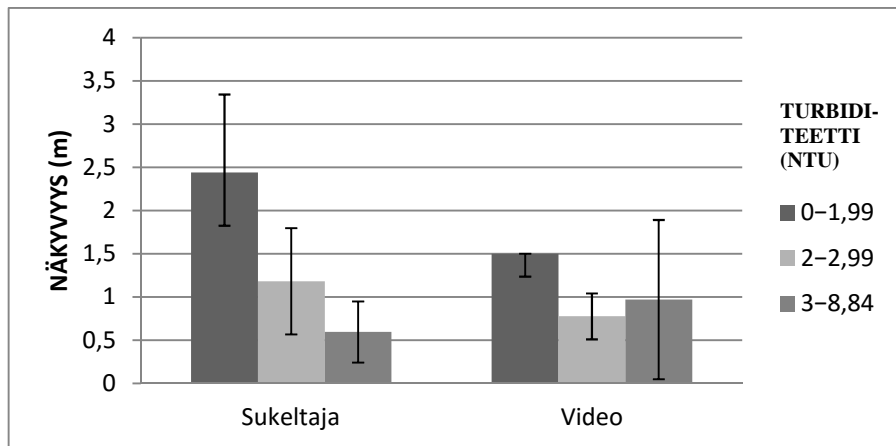
Taulukko 17. Turbiditeetin vaikutus lajimäärään ja arvioituun näkyvyyteen eri pohjatyypeillä ja menetelmillä.

Pearson's correlation (2-tailed)

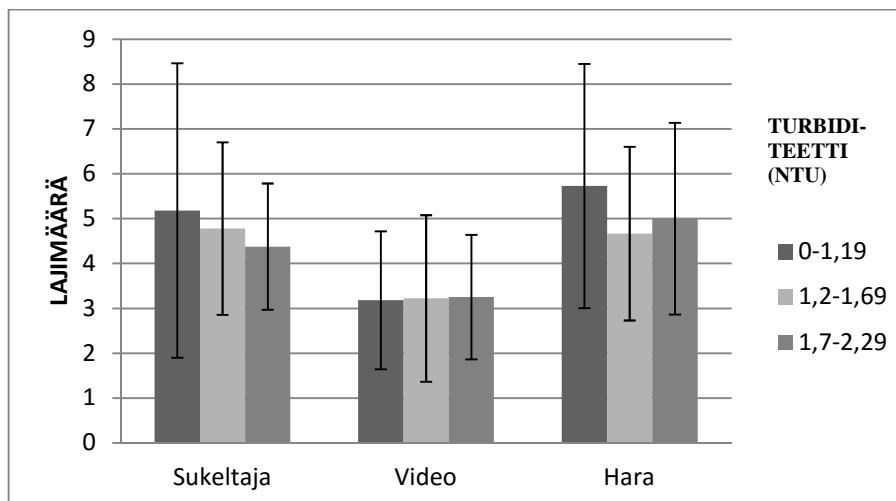
	<i>lajimäärä</i>			<i>näkyvyys</i>		
	N	p	kerroin <i>r</i>	N	p	kerroin <i>r</i>
Lieju						
Sukeltaja	27	0,046	-0,387	24	0,001	-0,655
Video	27	0,318	0,200	24	0,045	-0,412
Hara	27	0,407	-0,166	-	-	-
Hiekka						
Sukeltaja	28	0,165	-0,270	29	0,000	-0,794
Video	28	0,449	-0,149	29	0,121	-0,295
Hara	28	0,076	-0,341	-	-	-
Kova						
Sukeltaja	32	0,001	0,569	29	0,363	-0,175
Video	32	0,541	0,112	29	0,418	0,156



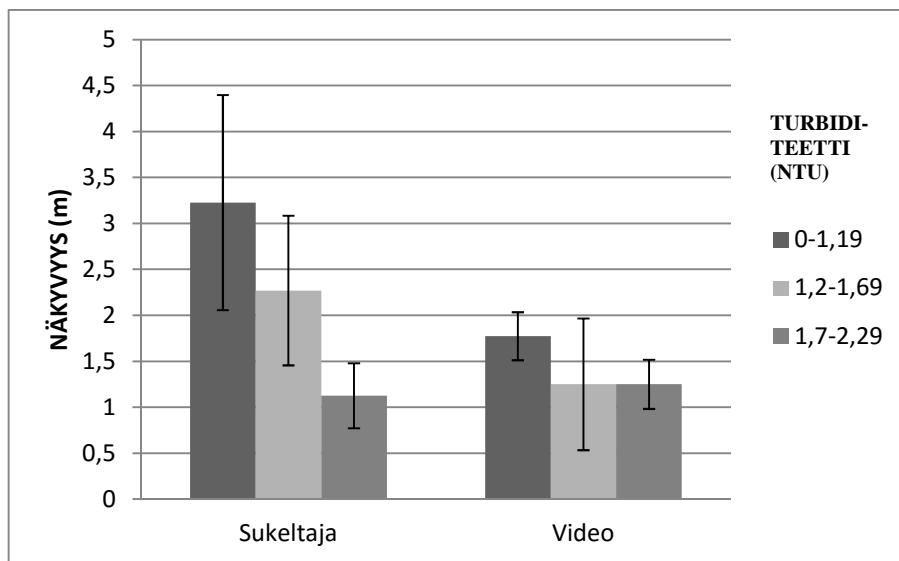
Kuva 3. Turbiditeetin vaikutus lajimääräin liejulinjoilla ($\bar{x} \pm \text{SD}$).



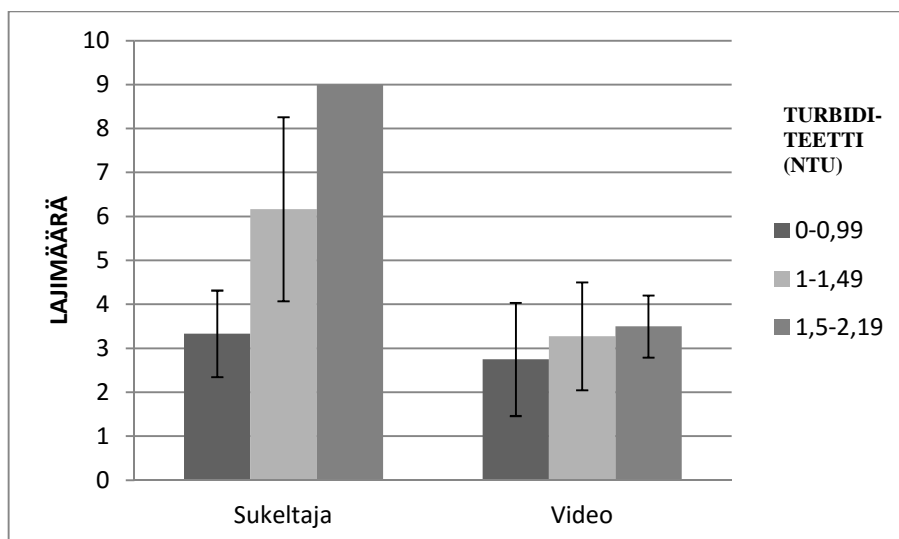
Kuva 4. Turbiditeetin vaikutus sukeltajan ja videotulkinnan arvioimiin näkyvyyksiin liejulinjoilla ($\bar{x} \pm SD$).



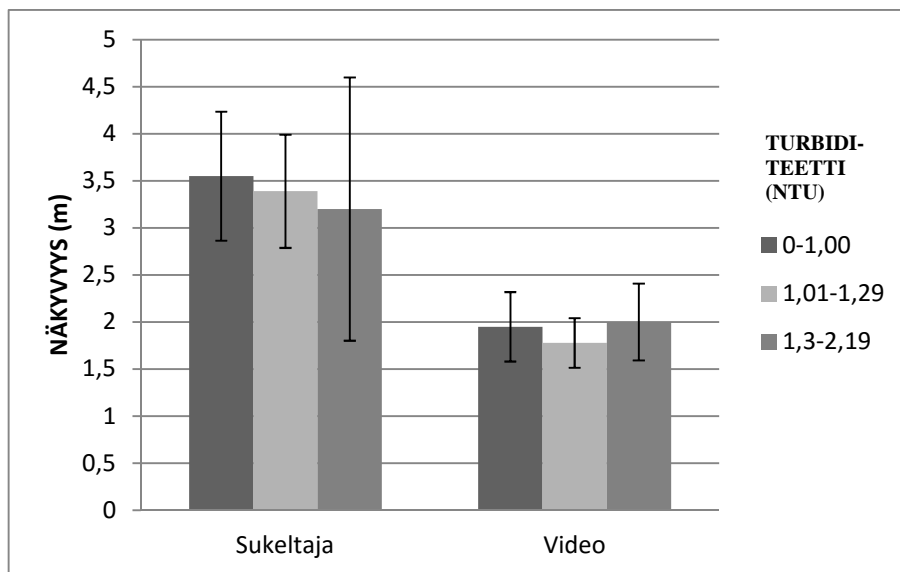
Kuva 5. Turbiditeetin vaikutus lajimääriin hiekkalinjoilla eri menetelmien perusteella ($\bar{x} \pm SD$).



Kuva 6. Turbiditeetin vaikutus sukeltajan ja videotulkinnan arvioimiin näkyvyyksiin hiekkalinjoilla ($\bar{x} \pm SD$).



Kuva 7. Turbiditeetin vaikutus lajimääriin kovien pohjien linjoilla sukellus- ja videointimenetelmien perusteella ($\bar{x} \pm SD$).



Kuva 8. Turbiditeetin vaikutus sukeltajan ja videotulkinnan arvioimiin näkyvyyksiin kovien pohjien linjoilla ($\bar{x} \pm SD$).

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Lajimäärät ja visuaalisten menetelmien lajintunnistuksen tarkkuus

Videomenetelmä on karkeampi menetelmä kuin sukeltaminen (Erlandsson 2013). Myös tässä tutkimuksessa tulos oli selkeä. Linja-arvioissa sukeltaja erotti keskimäärin 41 % enemmän eri luokkatason vesimakrofyyttejä kuin videohavainnoista löytyi ja ero toistui kaikissa eri luokkatasoissa – niin laji/lajipari- ja sukutason tarkastelussa kuin karkeammassakin tarkastelussa (Liitteet 1–4).

Erityisesti kookkaat ja suurilehtiset makrofyytit tunnistettiin hyvin videolla. Tällaisia lajeja olivat pehmeillä pohjilla esimerkiksi ahvenvita ja merinäkinruoho sekä kovilla pohjilla rakkolevä (Riihimäki ym. 2013). Lajityypilliset piirteet erottuivat selvästi kasviyksilöistä harvoinakin kasvustoina. Epifyytteinä kasvavat rihmamaiset levät (esimerkiksi rakkoleväntupsu, punahelmilevä) erotettiin myös hyvin videolla huojuessaan kookkaan levän päällä näkyvillä (Kiirikki 1996a). Myös runsaina kasvustoina esiintyvät lajit oli helppo erottaa videolta,

esimerkkeinä hapsivita sekä meriajokas (Norris ym. 1997). Sen sijaan harvat kasvustot (palleroahdinparta *Cladophora aegagropila*, ristilimaska *Lemna trisulca*) eivät erottuneet hyvin videolla (Ninio ym. 2003).

Toisaalta edes lajinrunsaus ei auttanut havaitsemaan videolta hyvin pieniä ja hentoja lajeja (Hill & Wilkinson 2004, Mallet & Pelletier 2014); esimerkiksi näkinparrat (*Chara*-suku) eivät erottuneet videolla juuri lainkaan. 36 sukeltajan havainnosta ainoastaan 6 havaintoa tehtiin videolta. Yhdellä ruudulla sukeltaja oli havainnut hapranäkinpartaa (*Chara globularis*) runsaasti (50 % peittävyydellä). Videolla tätä arviota vastasi 40 % peittävyys niin ikään näkinpartaisten heimoon kuuluvaa tähtimukulapartaa (*Nitellopsis obtusa*), joka on pitkine lehtineen erehdyttävästi samannäköinen kuin hapranäkinparta. Tähtimukulaparta on kuitenkin määritelty silmälläpidettäväksi lajiksi (HELCOM 2013), joka kärsii erityisesti rehevöitymisestä. On siis ensiarvoista, että lajinmääritys osuu oikeaan eikä ”vain sinnepäin”, sillä virheellinen lajinmääritys voi johtaa väärin päätelmiin ja tätä kautta esimerkiksi väärin suojelutoimenpiteisiin (Johnson & Gillingham 2004, Rondidini ym. 2006).

Huonoiten videolla erottuivat pienten ja hentojen makrofyyttien (näkinpartaiset, *Charales* ja haurat, *Zannichellia*) lisäksi kovien pohjien matalina kasvustoina esiintyvät tummanpunaiset punalevät (haarukkalevä, punalaikkulevä sekä liuska- ja röyhelöpunalevät) sekä toisten lajien alla kasvavat lajit, joita ei voi nähdä videolta, sillä videolla näkyvät vain ne kohteet, jotka ovat päällimmäisenä (Davies ym. 2001). Tummanpunainen sävy tummien kivien päällä sulautui hämärässä vedessä pohjasubstraattiin ”kadottaen” punalevälajit videokuvasta. Tummia, matalia punaleviä on hyvin vaikea erottaa videokuvasta, jollei tallenteen laatu ole aivan huippuluokkaa. Usein nämä lajit kasvavat myös rakkolevän alla piilossa (Kiirikki 1996a).

Runsas kasvillisuus vaikeuttikin tunnistustyötä videoarvioinneissa niin pehmeillä kuin kovilla pohjilla: Tammisaaren Pohjanpitäjänlahdella matalissa liejufladoissa olevia vesisammalia ei havaittu videolla lainkaan, vaikka sukeltaja havaitsi näitä

yhteensä 23 paikassa. Tummasävyinen pohjaa pitkin kasvava sammal jäi korkeampien, runsaspeittoisimpien ja suurempien lajien alle piiloon ja jäi siksi videoissa huomaamatta. Tyypillisesti tutkimuspaikoissa oli runsaasti myös merinäkinruohoa. Sen lisäksi, että sammalet jäivät muun kasvillisuuden alle piiloon, tumma, tiheä sammalkasvusto näyttäytyi samean veden pohjalla videolla niin epämääräisenä, että lajituntomerkit tummasta massasta jäivät havaitsematta. Tyypillistä videohavainnoille näissä paikoissa oli, että merinäkinruohon määrä arvioitiin suuremmaksi kuin sukeltajan arvioissa ja lisäksi havaintoihin kirjattiin runsaasti ”rihmalevää”. Sukeltajan runsaslajiseksi havaitsema paikka saattoi videoarvioinnissa koostua vain merinäkinruohosta ja ”rihmalevästä”. Kasvillisuuden peittävyys vaikuttaakin siihen, miten videolta pystyy tunnistamaan lajeja. Jos tutkittavalla alalla on korkeaa tai runsaspeittoista kasvillisuutta, jäävät pienet, matalat, hennot ja vähäiset lajit tunnistamatta tai kokonaan havaitsematta (Mallet & Pelletier 2014).

Videohavainnoissa tapahtui myös toistuvia havaintovirheitä tiettyjen lajiryhmien osalta: Selkein lajiesimerkki on pitkälehtivita, jonka sukeltaja havaitsi 10 tutkimusalalla, ja jonka videohavainto määritteli 9 tapauksessa hyvin samannäköiseksi saman suvun ahvenvidaksi. Yhdessä tapauksessa kasvi ei erottunut lainkaan videolla. Toinen yleisesti toistunut virhe videohavainnossa oli arvioida haura (hapsi)vidaksi. Nämä lajit kieltämättä muistuttavat hyvin paljon toisiaan. Perustellumpaa olisi ollut jättää videoarviointi *Zannichellia/Potamogeton*-tasolle (Riihimäki ym. 2013)!

4.2. Sukeltajan ja videotulkinnan erot lajintunnistuksessa

Havaintomäärät eri lajeille poikkesivat jonkin verran sukeltajan ja videon arvioissa. Liejupohjalla tähkä-ärviä ja ahvenvita olivat molempien metodien yleisimpiä lajeja. Nämä lajit ovatkin leveälehtisiä ja korkeita putkilokasveja, jotka usein kasvavat suurina joukkoina tai ainakin erottuvat pohjalta selkeästi korkeina kasvustoina. Näin ollen ne on helppo erottaa myös videolta. Sen sijaan sukeltajan

arvioissa kolmanneksi yleisin laji oli tankeakarvalehti (*Ceratophyllum demersum*) ja videoarvioissa hapsivita. Ei ole ihme, että niin ikään suurina kasvustoina esiintyvä hapsivita on ollut sukeltajan arvioissa yleisempi ennen tankeakarvalehteä, joka esiintyy usein yksittäisinä, irtonaisina ja matalina varsina (Pelechaty ym. 2014). Hyvin lyhytkasvuiset tai löyhästi pohjanmyötäisesti kasvavat yksilöt, kuten tankeakarvalehti piiloutuvat helposti korkeamman ja runsaamman kasvillisuuden sekaan tai alle ja saattavat myös osittain hautautua pehmeään pohjaan, jolloin ne eivät erotu videolla lainkaan. Videolla lisäksi tankeakarvalehti saattoi sekoittua ärviöihin, joiden lehden muoto on samantapainen.

Hiekkapohjien videoarvioissa ”rihmalevää” oli selkeästi eniten (84 havaintoa) hapsividan tullessa seuraavaksi 65 havainnolla. Tämä selittyy videokuvan epävarmuustekijöillä, kuten kuvanlaadulla, kuvaolosuhteilla ja näin ollen myös kasvien tunnistettavuudella, jolloin kaikki epämääräinen leväkasvusto on ”rihmalevää” (Ninio ym. 2003). Kovalla pohjalla suurikokoinen, elinympäristössään dominoiva rakkolevä oli ainoana lajina kolmen yleisimmän lajin joukossa molemmilla metodeilla. Videohavaintojen muut yleisimmät lajit rakkoleväntupsu ja lettiruskolevä/pilviruskolevä ovat taas rihmaleviä, jotka kasvavat usein rakkolevän epifyytteinä ja erottuvat siksi hyvin videolla huojuessaan muita leviä korkeammalla (Kiirikki 1996a). Rakkoleväntupsu on tosin erittäin pienikokoinen levä, mutta on kuitenkin videolähikuvassa näkynyt hyvin rakkolevän leveitä haaroja reunustamassa.

4.3. Linja-arviointi ja pistemäinen arviointi

Kaikilla pohjatyypeillä linja-arviointi tuotti suuremman lajimäärän ja makrofyyttien peittävyuden kuin ruutuarviointi. Linjoilla suurempi lajimäärä on oletettava tulos sen suuremman alan vuoksi ($\sim 10 \text{ m}^2 \text{ vrt. } 3 \times \text{ruutu } 0,25 \text{ m}^2 = 0,75 \text{ m}^2$), sillä merenpohjalla laikuttaisesti esiintyviä lajeja löytyy todennäisesti enemmän laajemmalla tutkimusalalla. Pistemäinen arviointi saattaa jättää

huomaamatta varsinkin harvinaisemmat ja vähäisemmät lajit ja jos tuloksista halutaan luotettavia, pistemäisiä arviointeja on tehtävä riittävän paljon resoluution parantamiseksi (Dethier ym. 1993, Davies ym. 2001, Eleftheriou 2013). Ruutuja tulisi siis olla enemmän kuin tässä tutkimuksessa (jossa ruutuja oli kolme kappaletta yhdellä linjalla), jotta riittävä lajien havaintotaso saavutettaisiin.

Sen sijaan peittävyiden ja runsaussuhteiden arviointi on haastavampaa tutkittavan alan kasvaessa ja peittävyys arvioidaan helposti todellisuutta suuremmaksi. Pienemmältä ja ”helpommin hallittavalta” ruudulta peittävyksiä on helpompi arvioida luotettavasti. Lisäksi selkeästi rajattua aluetta on helpompi tarkastella kuin sukeltajan itse hahmottelemaa arviointialaa. Myös huonossa näkyvyydessä suuren alan tarkastelu voi olla hankalaa, kun koko ala ei erotu kerrallaan vaan sitä pitää tarkastella näkyvyyden määräämä osa kerrallaan, mikä vaikeuttaa peittävyksien arviointia (Eleftheriou 2013).

4.4. Hara ja Kautsky

Luther-haraa käytettiin lajimäärien ja lajien keskinäisten peittävyysuhteiden vertailussa. Haraus ei ole kvantitatiivinen menetelmä, joten sillä ei arvioitu lajien peittävyksiä vaan keskinäisiä runsaussuhteita tarkastelemalla näytteistä lajien osuuksia. Oletuksena oli, että haranäytteestä karsiutuvat kaikki pienet ja harvinaiset lajit pois (Ilmarinen & Viitasalo 2006). Siksi olikin yllättävää, että haran antamat tulokset lajeista ja niiden runsaussuhteista olivat hyvin samankaltaisia sukeltajan havaintojen kanssa. Sukellukseen nähden haran etuna on se, että näkyvyys ei rajoita haran käyttöä – päinvastoin hara voi toimia jopa paremmin makrofyyttien kvalitatiivisessa tarkastelussa erityisesti matalissa, runsaskasvuisissa ja huonon näkyvyyden rajoittamissa pehmeän pohjan paikoissa. Tutkimuksen perusteella haraa voitaisiinkin suositella käytettäväksi yleisesti kartoituksen tueksi ja tarkennukseksi. Hara on edullinen, kätevä, pienikokoinen ja kevyt väline, joka on helppo ottaa mukaan ja käyttää matalien pehmeiden pohjien kartoituksessa (Munsterhjelm 2005, Ilmarinen & Viitasalo 2006).

Haramenetelmää voisi kehittää lisää tutkimalla erilaisten ja erikokoisten harausvälineiden toimivuutta erityyppisillä (pehmeillä) pohjilla ja erilaisissa eliöyhteisöissä – ainakin eripituisia piikkejä erilaisilla tiheyksillä olisi mielenkiintoista testata! Hiekkapohjan hennoille näkinpartaiskasvustoille pieni- ja tiheäpiikkinen hara voisi toimia paremmin kuin suurikokoisille makrofyyteille upottavalla liejupohjalla, jossa harvempi ja massiivisempi hara voisi olla soveltuvampi.

Kautsky-näytteenotto on yleisesti käytössä Suomen rannikon kovien pohjien kartoituksissa (Kostamo & Westerborn 2014). Tässä tutkimuksessa Kautskyn tarkoitus oli tarkastella lajimääriä suhteessa sukeltajan havaitsemiin määriin. Kautskynäytteistä tarkasteltiin myös pohjaeläimet, mutta tutkimuksessa huomioitiin ainoastaan sinisimpukan peittävyys. Kautskynäytteistä tunnistettiin 12 makrofyytilajia siinä missä sukeltaja tunnisti kovilta pohjilta 18 lajia (Liite 3, Taulukko 20). Näytteistä puuttuvat lajit olivat joko nahkamaisina kasvustoina kivien päällä kasvavia leviä (*Hildenbrandia*, *Lithoderma*), jotka eivät lähde raaputtamalla irti kasvualustastaan, yksittäisiä hiusmaisia leviä (*Chorda filum*, *Eudesme virescens*) tai leviä, jotka oli tunnistettu tarkemmalle tasolle kuin sukeltajan määrittämissä (*Polysiphonia* sp. → *Polysiphonia fucooides*). Kautsky-näytteistä saatiin siten tunnistettua vähintään yhtä tarkasti tai jopa tarkemmin kuin sukeltajan havainnoissa kaikki sellaiset makrofyytit, jotka näytteeseen irtosivat. Tulos on jopa hieman yllättävä ottaen huomioon Kautsky-kehikon pienen alan (400 cm²). Toisaalta, näytteessä ei tarvitse olla kuin pieni pala tunnistettavaa lajia ja se on helppo havaita laboratoriotutkimuksissa. Sukeltajan havainnoissa voi pikkuinen levärihma jäädä huomioimatta tai tunnistamatta varsinkin hyvin runsaspeittoisen kasvillisuuden joukosta.

4.5. Sinisimpukkahavainnot ja peittävyys

Sinisimpukkahavainnot tehtiin videoarvioinneissa vain 66 % sukeltajaan verrattuna. Tunnistamatta ei jäänyt pelkästään yksittäisiä simpukoita tai harvoja

peittävyysjäämiä vaan myös runsaspeittoisia sinisimpukkayhteisöjä (peittävyys jopa 40 %) jäi videolta kokonaan erottumatta. Tässäkin tapauksessa syynä lienee sama ongelma kuin tummien punalevien ja vesisammalien kohdalla: tummat simpukat voi olla vaikea erottaa tummalta kivi- tai kalliopohjalta, erityisesti kuvan ollessa rakeinen tai muuten heikkolaatuinen. Rosoinen kallio tai pikkukivistä ja sorasta koostuva pohja voivat videokuvassa näyttää erehdyttävästi samalta kuin sinisimpukat. Vielä kun lisää videomateriaaliin valon ja varjon leikin, on pohja yhtä muotojen ja tummien läiskien mosaiikkia! Myös runsaan makrofytyttikasvuston alla lymyilevät sinisimpukat jäävät vääjäämättä videokuvasta huomaamatta (Davies ym. 2001).

Kuitenkin niissä pisteissä, joissa videolla havaittiin simpukkaa, videoarvioiden peittävyys olivat keskimäärin huomattavasti suurempia kuin sukeltajan arvioissa. Silti päinvastaisiakin havaintoja löytyi eli videolla oli tunnistettu vain vähäinen määrä sinisimpukkaa siinä missä sukeltaja oli havainnut lajia runsaasti. (Oman lisänsä tuovat ne 40 havaintopistettä, joissa sukeltajalla on sinisimpukkahavainto, mutta videolla ei.) Vaikka sukeltajan ja videoarviointien sinisimpukkapeittävyys korreloivatkin keskenään, videoarviointien sinisimpukkahavainnoissa peittävyys vaihtelevat ylä- ja alakanttiin sukeltajan arvioihin verrattuna. Luulen, että sinisimpukoiden peittävyysarviointissa on videolla tapahtunut paljon virheitä juuri lajin vaikean erottuvuuden vuoksi. Välillä peittävyys on yliarvioitu ja välillä aliarvioitu tumman ja röpöläisen pohjamateriaalin joukosta. Lisäksi sinisimpukka voi jäädä videokuvan ulottumattomiin esiintyessään kookkaiden ja runsaskasvuisten makrolevien alla samassa eliöyhteisössä (Westerbom ym. 2002). Sinisimpukka voitaneen siis kohtuullisesti tunnistaa videoinnin avulla (varsinkin uudemmilla kameratyypeillä ja paremmilla resoluutioilla), mutta lajin peittävyys ei kannata videomateriaalista arvioida.

Tässä tutkimuksessa sinisimpukoiden runsauden lisääntyessä makrofytytilajien määrä väheni. Yleisesti sinisimpukat tunnetaan niin sanottuina ekosysteemi-insinööreinä, toimien kasvualustoina ja turvapaikkoina muille lajeille lisäten

erityisesti pohjaeläinten lajirunsautta eliöyhteisössään (Koivisto & Westerborn 2010). Levien ja sinisimpukoiden vuorovaikutuksen suuntaan vaikuttavat kuitenkin vallitsevat olosuhteet. Westerbornin ym. (2008) tutkimuksessa levien ja sinisimpukoiden välillä vallitsi positiivinen korrelaatio erityisesti silloin, kun simpukoiden biomassassa oli alhainen ja levien biomassassa oli korkea. Sen sijaan tiheissä ja suurikokoisten simpukoiden yhteisöissä levien runsaus oli alhainen simpukoiden viedessä leviltä elintilaa. Aallokon kulutus ja siihen liittyvät tekijät (sedimentaatio, ravinnon kulkeutuminen ym.) vaikuttavat eniten sinisimpukoiden runsauteen ja levinneisyyteen paikallisesti (Westerborn ym. 2008).

4.6. Makrofyytilajien peittävyys

Peittävyystarkastelulla selvitetään makrofyyttien keskinäisiä runsaussuhteita (Vuori ym. 2006). Kaikki tutkimuksessa suurimmat peittävyudet saaneet lajit olivat suurikasvuisia tai esiintyivät runsaina kasvustoina eliöyhteisössään. Matalien liejupohjien lajit tähtimukulaparta sekä merinäkinruoho, jotka olivat sekä sukeltajan että videon havainnoissa runsaspeittoisimpia lajeja, eivät olleet havaintojen perusteella yleisimpien joukossa eli ne ovat esiintyneet hyvin suurina kasvustoina siellä, missä niitä on havaittu, pääasiassa Pohjanpitäjänlahdella. Tähtimukulaparta on hyvin paikallinen laji, joka rannikon laajuudesta on harvinainen. Lajin esiintyminen on runsastunut viime vuosikymmeninä (Pitkänen ym. 2013). Merinäkinruohon peittävyys arvioitiin videolla jonkin verran suuremmaksi kuin sukeltajalla. Syy voi olla siinä, että sen piikikkääseen rakenteeseen tarttuu usein irtolevää ja muuta materiaalia joukkoon, mikä on ehkä videossa kasvattanut lajin todellista peittävyyttä. Hiekkapohjilla meriajokas esiintyi niin ikään laajoina dominoivina kasvustoina siellä, missä lajia tavattiin ja oli siksi runsaspeittoisimpia lajeja, vaikkei ollut yleisimpien lajien joukossa. Meriajokas esiintyy paikallisesti pohjahabitaattinsa ehdottomana valtalajina peittäen usein lähes koko pohjan (Möller & Martin 2007, Gustafsson & Boström 2014). Kovan pohjan avainlaji rakkolevä oli sekä yleisimpiä että runsaskasvuisimpia lajeja kovilla pohjilla sekä sukeltajan että videomenetelmän

mukaan. Videomenetelmässä lajin peittävyys oli keskimäärin hieman sukeltajan arviota suurempi, mikä voi johtua siitä, että rakkolevän volyymia kasvattaa usein runsas epifyyttilevien määrä (Kiirikki 1996a).

Makrofyyttien peittävyysarviot olivat videomenetelmällä samansuuruisia kuin sukeltajalla. Jonkin verran eroja löytyi erityisesti eri peittävyysalojen vertailuissa ja varsinkin hiekkapohjilla: Ruutuarvioissa sukeltajan ja videon arvioiden välillä oli selviä eroja, kun taas linja-arvioissa arviot olivat yhtäläisiä. Yleisesti voitaisiin kuitenkin sanoa, että videomenetelmällä voidaan melko luotettavasti arvioida makrofyyttien peittävyys.

4.7. Turbiditeetti

Valon määrä on yksi tärkeimmistä kasvillisuutta rajoittavista tekijöistä (Sand-Jensen & Borum 1991, Pedersén & Snoeijs 2001). Turbiditeetti vaikuttaa kasvien valonsaantiin ja on siten yhteydessä lajien esiintymiseen (Rinne 2014). Turbiditeetti kertoo veden sameudesta, mutta ei välttämättä suoraan korreloi kasvien esiintymisen kanssa. Matalilla liejupohjilla turbiditeetti voi olla voimakasta, mutta auringonvalo yltää silti vielä kasveihin; syvyyden kasvaessa sen sijaan valon määrä vähenee pian, jolloin kasvillisuuskin vähenee. Ulkosaaristossa taas vesi voi olla hyvin kirkasta ja valoa pääsee syvemmällekin, mutta pintavesi saattaa olla aallokon ja resuspension vaikutuksesta sameaa ja sekoittunutta. Veden kirkkauden ja valonsaannin lisäksi myös muut olosuhteet, kuten jään ja aallokon kuluttava voima, pohjan ja muiden kiinnittymispintojen materiaali, sedimentaatio sekä ravinteiden määrä vaikuttavat kasvillisuuden esiintymiseen (Kiirikki 1996b, Pedersén & Snoeijs 2001, Rinne ym. 2011).

Lajimäärien ja syvyyden välillä vallitsi selvä negatiivinen korrelaatio (Pedersén & Snoeijs 2001). Tutkimuksessa liejupohjat olivat matalia (0,6–2,4 m), mutta vesi myös monin paikoin voimakkaasti samentunutta. Makrofyyttien määrän ja turbiditeetin välillä ei löytynyt vuorovaikutusta muilla menetelmillä kuin

sukeltamalla ja vaikutus saattoi johtua enemmän visuaalisen havaintokyvyn heikkenemisestä sameassa vedessä kuin lajien määrästä. Näkyvyys heikkenikin turbiditeetin kasvaessa niin sukeltajan arvioissa kuin videoarvioinneissa. Videolla lajimäärä kuitenkin vaikutti hieman kasvavan turbiditeetin mukana. Näin ei kuitenkaan ollut tarkemmassa tarkastelussa vaan lajimäärä vaihteli turbiditeetista riippumatta. Lajimäärien vaihdellessa turbiditeettiluokkien välillä videotarkastelussa lajimäärä väheni selkeämmin syvyyden kuin turbiditeetin mukaan, vaikka näkyvyys vaihteli turbiditeetin mukaan. Tulos saattoi johtua osin siitä, että turbiditeetin kasvaessa – ja näkyvyyden huonontuessa – myös lajihavaintoihin tuli videolla epävarmuutta. Lajeja saattoi olla havainnoissa liikaa tai liian vähän todellisuuteen nähden, ja osa lajihavainnoista lienee ollut irronnutta rihmalevää ja kuolleita kasveja, joiden irrallisuutta ei ole voitu videolla huomata. Täytyy myös muistaa, että sisäsaaristossa sedimentaatiolla on suuri vaikutus kasvillisuutta rajoittavana tekijänä (Pedersén & Snoeijs 2001).

Hiekkapohjilla sekä turbiditeetin kasvu että näkyvyyden heikkeneminen vähensivät lajien määrää sukeltajan havainnoissa. Yhteys on selvä, sillä turbiditeetin kasvu heikensi selvästi myös näkyvyyttä. Linjojen syvyydet olivat välillä 0,5–4,7 m, mutta koska turbiditeetin muutokset olivat vähäisiä (välillä 0,87–2,27), turbiditeetin muutos ei voinut aiheuttaa lajien vähenemistä syvemmällä. Hiekkapohjilla sen sijaan itse pohjamateriaalin liikkuvuus voi aiheuttaa sen, että hennot kasvit ja levät eivät pääse kiinnittymään. Hiekkapohjilla vallitsevatkin putkilokasvit ja koska valon määrä rajoittaa merkittävästi niiden esiintymistä, syvemmälle mentäessä ne häviävät (Ilmarinen ja Viitasalo 2006).

Kovilla pohjilla turbiditeetin ja lajimäärän välillä vallitsi positiivinen korrelaatio. Ulkosaariston kirkkaissa vesissä turbiditeetilla ei ollut vaikutusta näkyvyyteen eikä turbiditeetin ja lajimäärän korrelaatio voinut liittyä visuaalisiin tekijöihin. Lajimäärän ja turbiditeetin yhteyteen liittyy jokin muu tekijä; ehkäpä aallokkoisuus ja virtaukset vaikuttivat positiivisesti levien esiintymiseen (esimerkiksi vähentäen sedimentaatiota) lisäten kuitenkin samalla veden turbiditeettia (Kiirikki 1996b).

4.8. Videotulkinta

Analysoin itse videomateriaalin kenttätutkimuksen jälkeisinä talvikuukausina. Tauon jälkeen lajihavainnot kentällä olivat sopivasti unohtuneet, joten videotulkintaan ei tullut määrittäviä ulkomuistista. Olin aluksi hyvin kokematon määrittäjä, mutta työn edetessä varmuus kasvoi. Olin kuitenkin tehnyt myös sukellusmäärittäjiä samoista tutkimuskohteista, joten videoiden tulkintaan oli jo valmiiksi hyvä tuntuma (Riihimäki ym. 2013). Arvioin jotkin lajit kategoriaan ”epävarmat” ja vertasin ”epävarmoja” lajintunnistuksia myöhemmin sukeltajan arvioihin. Osa tunnistuksista osui oikeaan, osa ei. Johtopäätös: ei kannata tunnistaa lajeja videolta, joista ei ole aivan varma tunnistuksen luotettavuudesta. On huolestuttavaa, jos videoarvioissa lajintunnistus epäonnistuu. Onkin tärkeää muistaa, että videoarvioinneilla on tarkoitus tehdä yhteisötason kartoitusta, jota täydennetään muilla menetelmillä, kuten sukelluksin ja näytteenotoin (Riihimäki ym. 2013). Sukutason määrittäminen videolla on hyvä lisä kartoitusmateriaaliin, mutta videoarvioissa ylletään harvoin lajitason tunnistuksiin eikä niitä ole tarkoitukseen tehdä. Siksi on aina parempi jättää tunnistus karkeammalle tasolle kuin tehdä väärä tunnistus. Videotarkastelussa tulee olla myös tarkkana, ettei tulkintaan tule oletuksia ja arvauksia lajiston suhteen. Mielestäni videoita olisi hyvä tarkastella ainakin ensin niin, että videotulkitsija ei tiedä tarkalleen, miltä alueelta video on kuvattu, jolloin vältetään houkutukselta tulkita eliöstö jo tunnetun tiedon perusteella.

Tässä tutkimuksessa sukeltajallakin oli muutama epävarma lajinmäärittäminen. Tämä johtuu tutkimuksen tekijöiden kokemattomuudesta eikä lähtökohtaisesti näin saisi olla (Thompson & Mapstone 1997). Tärkeintä on tiedon luotettavuus eli koskaan ei pidä tehdä arvauksia, sillä ne saattavat olla vääriä ja johtaa vääränlaisiin toimenpiteisiin (Johnson & Gillingham 2004, Carwardine ym. 2008). Sukeltajalla on yleensä mahdollisuus ottaa kvalitatiivisia näytteitä hankalista lajeista, jolloin ne voidaan tunnistaa jälkikäteen.

4.9. Lyhyt yhteenveto

Videointi on kustannustehokas ja luotettava kartoitusmenetelmä yhteisötason ja laajojen rannikkoalueiden kartoitukseen yhdessä muiden, tarkempien menetelmien kanssa (Davies ym. 2001). Näkyvyys on videoinnissa, kuten muissakin visuaalisissa menetelmissä toimivuutta rajoittava tekijä (Mallet & Pelletier 2014). Videotulkinnoissa pitää olla kriittinen eikä tulkintoja saa tehdä oletusten perusteella. Makrofyyttien peittävyysarvioinnit onnistuvat luotettavasti videomenetelmällä. Tämän tutkimuksen perusteella sukelluksen lisäksi tai vaihtoehtona haramenetelmä voisi sopia videoinnin oheen matalilla pehmeillä kartoituskohteilla (Wallström ym. 2000). Lukuun ottamatta aivan hennoimpia ja harvinaisimpia kasvustoja haran kvalitatiivinen tulos lajimäärissä on samaa luokkaa kuin sukeltajalla. Sinisimpukat erottuvat videokuvasta suurina ja dominoivina pohjaeläiminä, joten sinisimpukkayhteisöjä voi videoinnin avulla kartoittaa. Sen sijaan niiden peittävyden arviointi videomenetelmää käyttäen ei tämän tutkimuksen perusteella ole suositeltavaa.

Hypoteeseista 0-hypoteesi ”kartoitusmenetelmien välillä ei ole eroja tarkkuudessa ja luotettavuudessa” kumoutuu osittain ja 1-hypoteesi ”kartoitusmenetelmien välillä on eroja tarkkuudessa ja luotettavuudessa” astuu osittain voimaan: Menetelmien välillä on eroa tarkkuudessa sukellus- ja haramenetelmien ollessa tarkempia kuin videointimenetelmä. Sen sijaan kaikki menetelmät ovat mielestäni luotettavia omalla käyttöalueellaan, siis sukellus tarkan resoluution lajitarkastelussa, videointi yhteisötason kartoituksissa ja haramenetelmä lajiston ja lajien runsausuhteiden tarkastelussa. Jos menetelmää ei osata valita oikein tilanteen mukaan, myös menetelmän luotettavuus kärsii.

4.9.1. Lopuksi

Vuosi 2014 oli VELMU-ohjelman viimeinen täysipainoinen inventointivuosi (VELMU 2014) ja vuoden 2015 kenttäkaudella keskityttiin varmistamaan ja

täydentämään laji- ja luontotyyppihavaintoja (VELMU 2015) sekä aloitettiin lajien ja elinympäristöjen seurannat. 12-vuotisen inventointiohjelman tuloksena Suomen rannikolta saatiin kerättyä kartoitustietoa yli 120 000 sukellus-, videointi- ja näytteenottopisteeltä ja koko rannikolta on nyt olemassa yleisluontoinen katsaus sen elinympäristöistä ja lajistosta (Markku Viitasalo, suull. tiedonanto). Tieto on koottu karttapalveluun ja tekeillä on myös lajien paikkatietoaineisto (LajiGIS) sekä tietokirja ”VELMU-Atlas”. Kartoitustyö tulee jatkumaan: Kartoitettuja alueita ja lajeja varmennetaan ja tarkennetaan, ja uhanalaisia ja harvinaisia lajeja ja luontotyyppkejä kartoitetaan kohdennetusti, sillä niistä ei ole saatu vielä riittävästi tietoa peruskartoituksissa. Kartoitustiedon pohjalta työtä jatketaan tiedon jalostamiseksi hyödynnettävään muotoon (esimerkiksi kartoiksi ja teksteiksi) loppukäyttäjää varten (VELMU 2016).

Visuaalisten kenttäkartoitusmenetelmien lisäksi kaikuluotaus- ja kaukokartoitusmenetelmiä on alettu hyödyntää yhä monipuolisemmin merenpohjan kartoituksessa (Eleftheriou 2013, Lusieer ym. 2013, Isachenko ym. 2014, Garcia ym. 2015). Erityisesti kaukokartoitusmenetelmistä odotetaan tulevaisuudessa paljon ja niitä kehitetään vastaamaan kustannustehokkaasti Suomen rannikon elinympäristöjen kartoitusvaatimuksiin (VELMU 2016).

Koska kansallinen päätöksenteko Itämeren käyttöön liittyen perustuu pitkälti VELMU:n tuottamiin tuloksiin, on tärkeää, että informaatio on luotettavaa. Tämän tutkimuksen tuloksista on hyötyä VELMU-projektille, koska ulkopuolista tarkastusta ei käytetyille kartoitusmenetelmille ole aiemmin tehty. Tulosten avulla voidaan suunnitella parannuksia kartoituksen luotettavuuteen ja tarkkuuteen.

5. Kiitokset

Pro graduni aihe ei ollut aivan tyypillinen ympäristötieteiden laitoksen maisterintyölle, joten kiitän lämpimästi pääaineeni laitosta ja opinnäytetyöni ohjaajaa, vesistöekologian professori Timo Kairesaloa aiheeni hyväksymisestä

sekä työn loppukommenteista. Haluaisin esittää erityiskiitokset toiselle ohjaajalleni Mats Westerbomille, joka vuosi toisensa jälkeen jaksoi uudelleen paneutua työhöni, vaikka kerta toisensa jälkeen työni jäi keskeneräiseksi ja hautautui muiden projektien alle. Ilman Matsin loputonta jaksamista ja kannustusta puhumattakaan kullannarvoisesta käytännön tutkimusavusta en olisi koskaan saanut työtäni päätökseen. Suuret kiitokset myös tutkimusavustajalleni Anu Riihimäelle loistavasti toimineesta kenttärupamasta ja muutenkin kaikin puolin mukavasta yhteisestä ajasta Tvärminnessä! Lisäksi haluan kiittää ympäristötieteiden laitoksen opinto-ohjaaja Olli-Pekka Penttistä avusta ja rohkaisusta.

Rahallisesti työtäni ovat tukeneet Walter ja Andrée de Nottbeckin säätiö sekä Metsähallitus. Metsähallitus tarjosi myös käyttöni tutkimusvälineitä. Tvärminnen eläintieteellinen asema tarjosi niin ikään tutkimusvälineitä sekä tilat kenttätöiden toteuttamiseen. Kiitos rahoittajille ja yhteistyötahoille luottamuksesta ja työni taloudellisesta tukemisesta!

Ja mitäpä olisikaan elämä ilman perhettä ja ystäviä. Kiitän perhettäni kärsivällisyydestä, sillä sitä todella on tarvittu näiden vuosien aikana graduni ollessa keskeneräinen. Ihanilta ystäviltäni olen aina saanut tukea, kannustusta ja ennen kaikkea ymmärrystä rankan projektin suorittamiseen, ja erityisesti Maijulta olen saanut niin vertaistukea (kunnes toinen meistä valmistui) kuin kannustusta ja todella hyviä vinkkejä gradun tekemiseen – suuri kiitos teille, kaikki rakkaat ystäväni!

Haluan lisäksi kiittää kaikkia muitakin minua auttaneita sekä työni eri vaiheissa myötäeläneitä sekä kannustavia sanoja antaneita ihmisiä. Tuki ja kannustus, pienikin, on aina auttanut ja vienyt minua eteenpäin. KIITOS!

6. Kirjallisuus

- Andaloro, F., Ferraro, M., Mostarda, E., Romeo, T. & Consoli, P. 2012: Assessing the suitability of a remotely operated vehicle (ROV) to study the fish community associated with offshore gas platforms in the Ionian Sea: a comparative analysis with underwater visual censuses (UVCs). — *Helgoland Marine Research* 67: 241–250.
- Backer, H., Leppänen, J.-M., Brusendorff, A. C., Forsius, K., Stankiewicz, M., Mehtonen, J., Pyhälä, M., Laamanen, M., Paulomäki, H., Vlasov, N. & Haaranen, T. 2010: HELCOM Baltic Sea Action Plan – A regional programme of measures for the marine environment based on the Ecosystem Approach. — *Marine Pollution Bulletin* 60: 642–649.
- Bertram, C. & Rehndaz, K. 2013: On the environmental effectiveness of the EU Marine Strategy Framework Directive. — *Marine Policy* 38: 25–40.
- Brown, C. J., Sameoto, J. A. & Smith, S. J. 2012: Multiple methods, maps, and management applications: Purpose made seafloor maps in support of ocean management. — *Journal of Sea Research* 72: 1–13.
- Brown, C. J., Smith, S. J., Lawton, P. & Anderson, J. T. 2011: Benthic habitat mapping: A review of progress towards improved understanding of the spatial ecology of the seafloor using acoustic techniques. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92: 502–520.
- Bäck, S., Ekebom, J., Kangas, P., Kautsky, H., Mäkinen, A. & Rönnerberg, O. 1996: *Mapping and monitoring phytobenthic biodiversity in the Northern Baltic Sea – Background, methods and recommendations*. — TemaNord 1996: 559. Nordic Council of Ministers. Kööpenhamina. 92 s.
- Bäck, S., Ekebom, J. & Kangas, P. 2002: A proposal for long-term baseline phytobenthos monitoring programme for the Finnish Baltic coastal waters – monitoring submerged rocky shore vegetation. — *Environmental Monitoring and Assessment* 79 (1): 13–27.
- Bäck, S. & Heiskanen, A.-S. 2010: Sopimuksien turvin pitkäjärjenteeseen ja tehokkaaseen suojeluun. — Teoksessa: Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro E.-L., Kuikka, S., Viitasalo, M. & Walls, M. (toim.), *Itämeren tulevaisuus*: 284–305. Gaudeamus, Tampere.
- Caloz, R. & Collet, C. 1997: Geographic information systems (GIS) and remote sensing in aquatic botany: methodological aspects. — *Aquatic Botany* 58: 209–228.
- Carwardine, J., Wilson, K. A., Watts, M., Etter, A., Klein, C. J. & Possingham, H. P. 2008: Avoiding costly conservation mistakes: the importance of defining actions and costs in spatial priority setting. — *PLoS ONE* 3(7): e2586. 6 s.
- Davies, J. (senior editor), Baxter, J., Bradley, M., Connor, D., Khan, J., Murray, E., Sanderson, W., Turnbull, C., and Vincent, M. 2001: *Marine Monitoring Handbook*. — Joint Nature Conservation Committee, UK Marine SACs Project. 405 s.
- Dethier, M. N., Graham, E. S., Cohen, S. & Tear, L. M. 1993: Visual versus random-point percent cover estimations: 'objective' is not always better. — *Marine Ecology Progress Series* 96: 93–100.

- Edgar, G. J., Barrett, N. S. & Morton, A. J. 2004: Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308: 269–290.
- Eleftheriou, A. (toim.) 2013: *Methods for the study of marine benthos*. 4. painos. — John Wiley & Sons, Ltd, UK. 496 s.
- Elith, J., Burgman, M. A. & Regan, H. M. 2002: Mapping epistemic uncertainties and vague concepts in predictions of species distribution. — *Ecological Modelling* 157: 313–329.
- Elofsson, K. 2010: Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan. — *Marine Policy* 34: 1043–1050.
- Erlandsson, J. 2013: *Provtagning med dykmetod och videometod – en jämförelse Pilotstudie inför ett nytt miljöövervakningsprogram för vegetationsklädda bottenar i Västerhavet*. — Länsstyrelsen i Västra Götalands län, vattenvårdsenheten. 33 s.
- Ekebon, J. 2010: Miten meriluontoa suojellaan? — Teoksessa: Bäck, S., Ollikainen, M., Bonsdorff, E., Eriksson, A., Hallanaro E.-L., Kuikka, S., Viitasalo, M. & Walls, M. (toim.), *Itämeren tulevaisuus*: 256–267. Gaudeamus, Tampere.
- Foster, M. S., Harrold, C. & Hardin, D. D. 1991: Point vs. photo quadrat estimates of the cover of sessile marine organisms. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 146 (2): 193–203.
- Freitas, R., Ricardo, F., Pereira, F., Sampaio, L., Carvalho, S., Gaspar, M., Quintino, V. & Rodrigues, A. M. 2011: Benthic habitat mapping: Concerns using a combined approach (acoustic, sediment and biological data). — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92: 598–606.
- Freitas, R., Rodrigues, A. M., Morris, E., Perez-Llorens, J. L. & Quintino, V. 2008: Single-beam acoustic ground discrimination of shallow water habitats: 50 kHz or 200 kHz frequency survey? — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 78: 613–622.
- Friedland, R., Neumann, T. & Schernewski, G. 2012: Climate change and the Baltic Sea action plan: Model simulations on the future of the western Baltic Sea. — *Journal of Marine Systems* 105–108: 175–186.
- Garcia, R. A., Hedley, J. D., Tin, H. C. & Fearn, P. R. C. S. 2015: A method to analyze the potential of optical remote sensing for benthic habitat mapping. — *Remote Sensing* 7 (10): 13157–13189.
- Ghermandi, A. 2015: Benefits of coastal recreation in Europe: Identifying trade-offs and priority regions for sustainable management. — *Journal of Environmental Management* 152: 218–229.
- Gogina, M., Glockzin, M. & Zettler, M. L. 2010: Distribution of benthic macrofaunal communities in the western Baltic Sea with regard to near-bottom environmental parameters. 2. Modelling and prediction. — *Journal of Marine Systems* 80: 57–70.
- Grajal, A. 1998: Jacques Cousteau and His World's Inspiring Beauty. — *Conservation Biology* 12 (2): 487.
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J. B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P. R., Tulloch, A. I. T., Regan, T. J., Brotons, L., McDonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T. G., Rhodes, J. R., Maggini, R., Setterfield, S. A., Elith,

- J., Schwartz, M. W., Wintle, B. A., Broennimann, O., Austin, M., Ferrier, S., Kearney, M. R., Possingham, H. P. & Buckley, Y. M. 2013: Predicting species distributions for conservation decisions. — *Ecology Letters* 16: 1424–1435.
- Gu, W. & Swihart, R. K. 2004: Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. — *Biological Conservation* 116: 195–203.
- Gustafsson, C. & Boström, C. 2014: Algal mats reduce eelgrass (*Zostera marina* L.) growth in mixed and monospecific meadows. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 461: 85–92.
- Hasan, R. C., Ierodiaconou, D. & Laurenson, L. 2012: Combining angular response classification and backscatter imagery segmentation for benthic biological habitat mapping. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 97: 1–9.
- HELCOM 2013: HELCOM Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. Red List of Baltic Sea species in danger of becoming extinct. — *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 140.
- Hewitt, J. E., Thrush, S. F., Legendre, P., Funnell, G. A., Ellis, J. & Morrison, M. 2004: Mapping of marine soft-sediment communities: integrated sampling for ecological interpretation. — *Ecological Applications* 14 (4): 1203–1216.
- Hill, J. & Wilkinson, C. 2004: *Methods for ecological monitoring of coral reefs*. — Australian Institute of Marine Science. Australia. 117 s.
- Huang, Z., Brooke, B. P. & Harris, P. T. 2011: A new approach to mapping marine benthic habitats using physical environmental data. — *Continental Shelf Research* 31: S4–S16.
- Ilmarinen, K. & Viitasalo, I. 2006: *Vesikasvillisuus Seurasaarenselän-Katajaluodon alueella kesällä 2005: tutkimusmenetelmien vertailu*. — Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 8/2006. Helsinki. 77 s.
- Ilmarinen, K. 2007: *Makrofyttien käyttö veden laadun indikoinnissa EU:n vesipuidedirektiivin toteutuksessa: eri tutkimusmenetelmien soveltuvuus*. — Pro gradu. Helsingin yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos. 96 s.
- Isachenko, A., Gubanova, Y., Tzetlin, A. & Mokievsky, V. 2014: High-resolution habitat mapping on mud fields: New approach to quantitative mapping of Ocean quahog. — *Marine Environmental Research* 102: 36–42.
- Johnson, C. J. & Gillingham, M. P. 2004: Mapping uncertainty: sensitivity of wildlife habitat ratings to expert opinion. — *Journal of Applied Ecology* 41: 1032–1041.
- Kautsky, H. 2013: Phytobenthos techniques. — Teoksessa: Eleftheriou, A. (toim.), *Methods for study of marine benthos*: 427–465. — John Wiley & Sons, Ltd, UK.
- Kenny, A. J., Cato, I., Desprez, M., Fader, G., Schüttenhelm, R. T. E. & Side, J. 2003: An overview of seabed-mapping technologies in the context of marine habitat classification. — *ICES Journal of Marine Science* 60: 411–418.
- Kiirikki, M. 1996a: Experimental evidence that *Fucus vesiculosus* (Phaeophyta) controls filamentous algae by means of the whiplash effect. — *European Journal of Phycology* 31 (1): 61–66.
- Kiirikki, M. 1996b: Mechanisms affecting macroalgal zonation in the northern Baltic Sea. — *European Journal of Phycology* 31 (3): 225–232.
- Kloser, R. J., Penrose, J. D. & Butler, A. J. 2010: Multi-beam backscatter

- measurements used to infer seabed habitats. — *Continental Shelf Research* 30: 1772–1782.
- Koivisto, M. E. & Westerbom, M. 2010: Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. — *Marine Biology* 157: 1463–1474.
- Korpinen, S., Meski, L., Andersen, J. H. & Laamanen, M. 2012: Human pressures and their potential impact on the Baltic Sea ecosystem. — *Ecological Indicators* 15: 105–114.
- Kostamo, K. & Westerbom, M. (toim) 2014: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden kartoitusohjelma VELMU. Menetelmäohjeistus*. — Suomen ympäristökeskus. 53 s.
- Lam, K., Shin, P.K.S., Bradbeer, R., Randall, D., Ku, K.K.K., Hodgson, P. & Cheung, S.G. 2006: A comparison of video and point intercept transect methods for monitoring subtropical coral communities. — *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 333: 115–128.
- Lanki, M. 2008: *Kartoitusohjeistus vedenalaisen luonnon sukellusinventointeihin*. — Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut. 16 s.
- LaRochelle, E. 2014: HDS and DEMA Celebrate 70 Years of Scuba. — *The Journal of Diving History* 22: 79.
- Lathrop, R. G., Cole, M., Senyk, N. & Butman, B. 2006: Seafloor habitat mapping of the New York Bight incorporating sidescan sonar data. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 68: 221–230.
- Lehmann, A. & Lachavanne J.-B. 1997: Geographic information systems and remote sensing in aquatic botany. — *Aquatic Botany* 58: 195–207.
- Lusieer, V., Hill, N. A., Barrett, N. S. & Nichol, S. 2013: Do marine substrates ‘look’ and ‘sound’ the same? Supervised classification of multibeam acoustic data using autonomous underwater vehicle images. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117: 94–106.
- Luther, H. 1951a: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. I. Allgemeiner Teil. — *Acta Botanica Fennica* 49: 1–231.
- Luther, H. 1951b: Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. II. Spezieller Teil. — *Acta Botanica Fennica* 50: 1–370.
- Mallet, D. & Pelletier, D. 2014: Underwater video techniques for observing coastal marine biodiversity: A review of sixty years of publications (1952–2012). — *Fisheries Research* 154: 44–62.
- Markert, E., Holler, P., Kröncke, I. & Bartholomä, A. 2013: Benthic habitat mapping of sorted bedforms using hydroacoustic and ground-truthing methods in a coastal area of the German Bight/North Sea. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 129: 94–104.
- McDonald, J.I., Coupland, G.T., Kendrick, G.A. 2006: Underwater video as a monitoring tool to detect change in seagrass cover. — *Journal of Environmental Management* 80: 148–155.
- Mossbauer, M., Schernewski, G. & Bock, S. 2012: The effectiveness of coastal management web portals – a critical analysis. — *Journal of Coastal Conservation* 16: 439–448.
- Munsterhjelm, R. 1997: The aquatic macrophyte vegetation of flads and gloes, S

- coast of Finland. — *Acta Botanica Fennica* 157: 1–68.
- Munsterhjelm, R. 2005: What does the vegetation map tell us? – A methodological study and a visual analysis of the macroscopic water vegetation of shallow brackish water bays in SW Finland. — Teoksessa: Munsterhjelm, R. 2005, *Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland*: 22 s. — Walter and Andrée de Nottbeck Foundation Scientific Reports 26.
- Möller, T. & Martin, G. 2007: Distribution of the eelgrass *Zostera marina* L. in the coastal waters of Estonia, NE Baltic Sea. — *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences. Biology, Ecology* 56 (4): 270–277.
- Ninio, R., Delean, S., Osborne, K. & Sweatman, H. 2003: Estimating cover of benthic organisms from underwater video images: variability associated with multiple observers. — *Marine Ecology Progress series* 265: 107–116.
- Norris, J.G., Wyllie-Echeverria, S., Mumford, T., Bailey, A. & Turner, T. 2007: Estimating basal area coverage of subtidal seagrass beds using underwater videography. — *Aquatic Botany* 58: 269–287.
- Pedersén, M. & Snoeijs, P. 2001: Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. — *Hydrobiologia* 459: 83–102.
- Pełechaty, M., Pronin, E. & Pukacz, A. 2014: Charophyte occurrence in *Ceratophyllum demersum* stands. — *Hydrobiologia* 737: 111–120.
- Pelletier, D., Leleu, K., Mou-Tham, G., Guillemot, N. & Chabanet, P. 2011: Comparison of visual census and high definition video transects for monitoring coral reef fish assemblages. — *Fisheries Research* 107: 84–93.
- Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Abell, R., Brooks, T. M., Gittleman, J. L., Joppa, L. N., Raven, P. H., Roberts, C. M. & Sexton, J. M. 2014: The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. — *Science* 344 (6187): 1246752–1–1246752–10.
- Pitkänen, H., Peuraniemi, M., Westerborn, M., Kilpi, M. & von Numers, M. 2013: Long-term changes in distribution and frequency of aquatic vascular plants and charophytes in an estuary in the Baltic Sea. — *Annales Botanici Fennici* 50 (SA): 1–54.
- Plotnikov, I. S. & Aladin, N. V. 2011: An overview of hybrid marine and lacustrine seas and saline lakes of the world. — *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 16: 97–108.
- Riihimäki, A.¹, Lanki, M.¹, Karvinen, V., Keskinen, E.¹, Laaksonen, R., Arnkil, A.¹ & O'Brien, K.¹ 2013: *Drop- ja ROV-videointi sekä videoiden tulkinta. Menetelmäohje.* — Metsähallituksen¹, Suomen ympäristökeskuksen² ja Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen³ yhteisjulkaisu. 9 s.
- Rinne, H. 2014: *Macroalgae across environmental gradients – tools for managing rocky coastal areas of the northern Baltic Sea.* — Environmental and Marine Biology Department of Biosciences, Åbo Academy University, Åbo. 100 s.
- Rinne, H., Kaskela, A., Downie, A.-L., Tolvanen, H., von Numers, M. & Mattila, J. 2014: Predicting the occurrence of rocky reefs in a heterogeneous archipelago area with limited data. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 138: 90–100.
- Rinne, H., Salovius-Laurén, S. & Mattila, J. 2011: The occurrence and depth

- penetration of macroalgae along environmental gradients in the northern Baltic Sea. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94: 182–191.
- Rondinini, C., Wilson, K. A., Boitani, L., Grantham, H. & Possingham, H. P. 2006: Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. — *Ecology Letters* 9 (10): 1136–1145.
- Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. — *Aquatic Botany* 41 (1–3): 137–175.
- Shumchenia, E. J. & King, J. W. 2010: Comparison of methods for integrating biological and physical data for marine habitat mapping and classification. — *Continental Shelf Research* 30: 1717–1729.
- Sutherland, W. J. 1996: *Ecological Census Techniques*. 2. painos. — Cambridge University Press, UK.
- Svensson, J. R., Gullström, R. & Lindegarth, M. 2011: *Dimensionering av uppföljningsprogram: komplettering av uppföljningsmanual för skyddade områden*. — Havsmiljöinstitutet & Göteborgs universitet, Strömstad. 80 s.
- The Finnish IBP-PM Group 1969: Quantitative Sampling Equipment for the Littoral Benthos. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 54 (2): 185–193.
- Thompson, A. A. & Mapstone, B. D. 1997: Observer effects and training in underwater visual surveys of reef fishes. — *Marine Ecology Progress Series* 154: 53–63.
- Thomson, A. G., Fuller, R. M., Yates, M. G., Brown, S. L., Cox, R. & Wadsworth, R. A. 2003: The use of airborne remote sensing for extensive mapping of intertidal sediments and saltmarshes in eastern England. — *International Journal of Remote Sensing* 24 (13): 2717–2737.
- van Overmeeren, R., Craeymeersch, J., van Dalen, J., Fey, F., van Heteren, S. & Meesters, E. 2009: Acoustic habitat and shellfish mapping and monitoring in shallow coastal water – Sidescan sonar experiences in The Netherlands. — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85: 437–448.
- van Rein, H., Brown, C. J., Quinn, R., Breen, J. & Schoeman, D. 2011a: An evaluation of acoustic seabed classification techniques for marine biotope monitoring over broad-scales ($>1 \text{ km}^2$) and meso-scales (10 m^2 – 1 km^2). — *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93: 336–349.
- van Rein, H., Schoeman, D. S., Brown, C. J., Quinn, R. & Breen, J. 2011b: Development of benthic monitoring methods using photoquadrats and scuba on heterogeneous hard-substrata: a boulder-slope community case study. — *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 21: 676–689.
- VELMU 2011: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden kartoitusohjelma VELMU. Menetelmäohjeistus 2011*. — Suomen ympäristökeskus. 34 s.
- VELMU 2012: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU) toimintakertomus 2011*. — Suomen ympäristökeskus. 42 s.
- VELMU 2014: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU). Toimintasuunnitelma vuodelle 2014*. — Suomen ympäristökeskus. 19 s.
- VELMU 2015: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelman (VELMU). Toimintasuunnitelma vuodelle 2015*. — Suomen ympäristökeskus. 17 s.

- VELMU 2016: *Vedenalaisen meriluonnon monimuotoisuuden inventointiohjelma VELMU. Toimintasuunnitelma vuodelle 2016.* — Suomen ympäristökeskus. 13 s.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Karjalainen, S. M., Kauppila, P., Lax, H.-G., Lepistö, L., Londesborough, S., Mitikka, S., Niemelä, P., Niemi, J., Perus, J., Pietiläinen, O.-P., Pilke, A., Riihimäki, J., Rissanen, J., Tammi, J., Tolonen, K., Vehanen, T., Vuoristo, H. & Westberg, V. 2006: *Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet.* — Suomen ympäristö 807. Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 152 s.
- Wallström, K., Mattila, J., Sandberg-Kilpi, E., Appelgren, K., Henricson, C., Liljekvist, J., Munsterhjelm, R., Odelström, T., Ojala, P., Persson, J. & Schreiber, H. 2000: *Miljö tillstånd i grunda havsvikar. Beskrivning av vikar i regionen Uppland-Åland-sydvästra Finland samt utvärdering av inventeringsmetoder.* — Upplandsstiftelsen 18. 114 s.
- Westerbom, M., Kilpi, M. & Mustonen, O. 2002: Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along a salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. — *Marine Biology* 140: 991–999.
- Westerbom, M., Mustonen, O. & Kilpi, M. 2008: Distribution of a marginal population of *Mytilus edulis*: responses to biotic and abiotic processes at different spatial scales. *Marine Biology* 153: 1153–1164.
- Wright, D. J. & Heyman, W. D. 2008: Introduction to the Special Issue: Marine and Coastal GIS for Geomorphology, Habitat Mapping, and Marine Reserves. — *Marine Geodesy* 31 (4): 223–230.
- Ympäristöministeriö 2007: *Luonnon puolesta – ihmisen hyväksi. Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön strategia 2006–2016 ja Suomen luonnon monimuotoisuuden suojelun ja kestävän käytön toimintaohjelma 2006–2016.* — Suomen ympäristö 35/2007. Helsinki. 166 s.

Taulukko 18. Kaikki makrofyyttihavainnot yhteensä eri metodeilla, joita olivat sukeltaja, videotointi, Luther-hara pehmeillä pohjilla sekä Kautsky-pohjanäytteenotto kovilla pohjilla.

Makrofyyttihavainnot yhteensä	Sukeltaja	Video	Hara	Kautsky
<i>Ceramium tenuicorne</i>	x	x	x	x
<i>Ceratophyllum demersum</i>	x	x		
<i>Chara aspera</i>	x	x	x	
<i>Chara baltica</i>	x			
<i>Chara canescens</i>			x	
<i>Chara globularis</i>	x			
<i>Chara sp.</i>		x	x	
<i>Chorda filum</i>	x	x	x	
<i>Cladophora aegagropila</i>	x		x	
<i>Cladophora glomerata</i>	x	x		x
<i>Cladophora rupestris</i>	x	x		x
<i>Coccotylus/Phyllophora</i>	x			x
<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	x	x		x
<i>Drepanocladus aduncus</i>	x		x	
<i>Elachista fucicola</i>	x	x		x
<i>Elodea canadensis</i>	x	x	x	
<i>Eudesme virescens</i>	x			
<i>Fontinalis antipyretica</i>	x		x	
<i>Fucus vesiculosus</i>	x	x		x
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	x	x		x
<i>Hildenbrandia rubra</i>	x			
<i>Lemna trisulca</i>	x		x	
<i>Lithoderma sp.</i>	x	x		
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	x	x	x	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x	x	
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	x	x		
<i>Najas marina</i>	x	x	x	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	x	x	x	
<i>Nuphar lutea</i>	x	x	x	
<i>Nymphaea alba</i>	x	x	x	
<i>Pilayella/Ectocarpus</i>	x	x		x
<i>Polysiphonia fucooides</i>	x			x
<i>Polysiphonia sp.</i>	x			
<i>Potamogeton friesii</i>	x	x	x	

<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x	x	
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	x	x	x	
<i>Potamogeton praelongus</i>	x		x	
<i>Potamogeton pusillus</i>	x			
<i>Potamogeton sp.</i>		x		
<i>Pragmites australis</i>		x		
<i>Ranunculus baudotii</i>	x	x		
<i>Ranunculus circinatus</i>	x	x	x	
<i>Ranunculus confervoides</i>	x			
<i>Ranunculus sp.</i>	x	x		
<i>Ruppia maritima</i> var. <i>brevirostris</i>	x			
<i>Ruppia maritima</i> var. <i>maritima</i>	x			
<i>Ruppia sp.</i>	x		x	
<i>Sparganium sp.</i>	x			
<i>Sphacelaria arctica</i>	x	x		x
<i>Spirogyra sp.</i>	x			
<i>Ulva sp.</i>	x		x	x
<i>Utricularia vulgaris</i>	x		x	
<i>Vaucheria sp.</i>	x		x	
<i>Zannichellia major</i>	x	x	x	
<i>Zannichellia palustris</i> var. <i>repens</i>	x		x	
<i>Zannichellia sp.</i>	x	x	x	
<i>Zostera marina</i>	x	x	x	
<i>rihmalevä</i>	x	x	x	
VESISAMMAL*	x		x	
Yhteensä	55	34	31	12

**Drepanocladus aduncus*, *Fontinalis antipyretica* sekä määrittämätön vesisammal

Taulukko 19. Pehmeiden pohjien makrofytyttihavainnot eri metodein.

Pehmeiden pohjien havainnot	Sukeltaja	Video	Hara
<i>Ceratophyllum demersum</i>	X	X	X
<i>Chara aspera</i>	X	X	X
<i>Chara baltica</i>	X		
<i>Chara canescens</i>			X
<i>Chara globularis</i>	X		
<i>Chara sp.</i>		X	X
<i>Chorda filum</i>	X	X	X
<i>Cladophora aegagropila</i>	X		X
<i>Drepanocladus aduncus</i>	X		X
<i>Elodea canadensis</i>	X	X	X
<i>Fontinalis antipyretica</i>	X		X
<i>Lemna trisulca</i>	X		X
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	X	X	X
<i>Myriophyllum spicatum</i>	X	X	X
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	X	X	
<i>Najas marina</i>	X	X	X
<i>Nitellopsis obtusa</i>	X	X	X
<i>Nuphar lutea</i>	X	X	X
<i>Nymphaea alba</i>	X	X	X
<i>Potamogeton friesii</i>	X	X	X
<i>Potamogeton pectinatus</i>	X	X	X
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	X	X	X
<i>Potamogeton praelongus</i>	X		X
<i>Potamogeton pusillus</i>	X		
<i>Potamogeton sp.</i>		X	
<i>Pragmites australis</i>		X	
<i>Ranunculus baudotii</i>	X	X	
<i>Ranunculus circinatus</i>	X	X	X
<i>Ranunculus confervoides</i>	X		
<i>Ranunculus sp.</i>	X	X	
<i>Ruppia maritima</i> var. <i>brevirostris</i>	X		
<i>Ruppia maritima</i> var. <i>maritima</i>	X		
<i>Ruppia sp.</i>	X		X
<i>Sparganium sp.</i>	X		
<i>Spirogyra sp.</i>	X		
<i>Ulva sp.</i>	X		X
<i>Utricularia vulgaris</i>	X		X
<i>Vaucheria sp.</i>	X		X
<i>Zannichellia major</i>	X	X	X
<i>Zannichellia palustris</i> var. <i>repens</i>	X		X

<i>Zannichellia sp.</i>	x	x	x
<i>Zostera marina</i>	x	x	x
rihmalevä	x	x	x
VESISAMMAL*	x		x

Yhteensä

40

24

31

**Drepanocladus aduncus*, *Fontinalis antipyretica* sekä määrittämätön vesisammal

Taulukko 20. Koviin pohjien makrofyttihavainnot eri metodein.

Koviin pohjien makrofyttihavainnot	Sukeltaja	Video	Kautsky
<i>Ceramium tenuicorne</i>	X	X	X
<i>Chorda filum</i>	X	X	
<i>Cladophora aegagropila</i>	X		
<i>Cladophora glomerata</i>	X	X	X
<i>Cladophora rupestris</i>	X	X	X
<i>Coccotylus trunc/Phyllophora pseud.</i>	X		X
<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	X	X	X
<i>Elachista fucicola</i>	X	X	X
<i>Eudesme virescens</i>	X		
<i>Fucus vesiculosus</i>	X	X	X
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	X	X	X
<i>Hildenbrandia rubra</i>	X		
<i>Lithoderma sp.</i>	X	X	
<i>Pilayella littoralis/Ectocarpus siliculosus</i>	X	X	X
<i>Polysiphonia fucoidea</i>	X		X
<i>Polysiphonia sp.</i>	X		
<i>Sphacelaria arctica</i>	X	X	X
<i>Ulva sp.</i>	X		X
Yhteensä	18	11	12

Liite 4

Taulukko 21. Kaikki sukeltajan tekemät sekä videoanalysointien perusteella tehdyt makrofytyihavainnot. Havainnot on jaoteltu lajitason havaintoihin, lajipareihin, sukutason sekä muun karkeamman tason havaintoihin.

Vesimakrofytytit

Lajitason havainnot	Sukeltaja	Video	Lajitason havainnot	Sukeltaja	Video
<i>Ceramium tenuicorne</i>	x	x	<i>Ruppia maritima</i> var. <i>brevirostris</i>	x	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	x	x	<i>Ruppia maritima</i> var. <i>maritima</i>	x	
<i>Chara aspera</i>	x	x	<i>Sphacelaria arctica</i>	x	x
<i>Chara baltica</i>	x		<i>Utricularia vulgaris</i>	x	
<i>Chara globularis</i>	x		<i>Zannichellia major</i>	x	x
<i>Chorda filum</i>	x	x	<i>Zannichellia palustris</i> var. <i>repens</i>	x	
<i>Cladophora aegagropila</i>	x		<i>Zostera marina</i>	x	x
<i>Cladophora glomerata</i>	x	x	Yhteensä	41	26
<i>Cladophora rupestris</i>	x	x			
<i>Drepanocladus aduncus</i>	x		Lajiparit	Sukeltaja	Video
<i>Elachista fucicola</i>	x	x	<i>Coccotylus trunc./Phyllophora pseudocer.</i>	x	
<i>Elodea canadensis</i>	x	x	<i>Dictyosiphon/Stictyosiphon</i>	x	x
<i>Eudesme virescens</i>	x		<i>Pilayella littoralis/Ectocarpus siliculosus</i>	x	x
<i>Fontinalis antipyretica</i>	x		Yhteensä	3	2
<i>Fucus vesiculosus</i>	x	x			
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	x	x	Sukutason havainnot	Sukeltaja	Video
<i>Hildenbrandia rubra</i>	x		<i>Chara</i> sp.		x
<i>Lemna trisulca</i>	x		<i>Lithoderma</i> sp.	x	x
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	x	x	<i>Polysiphonia</i> sp.	x	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x	<i>Potamogeton</i> sp.		x
<i>Myriophyllum verticillatum</i>	x	x	<i>Ranunculus</i> sp.	x	x
<i>Najas marina</i>	x	x	<i>Ruppia</i> sp.	x	
<i>Nitellopsis obtusa</i>	x	x	<i>Ulva</i> sp.	x	
<i>Nuphar lutea</i>	x	x	<i>Sparganium</i> sp.	x	
<i>Nymphaea alba</i>	x	x	<i>Spirogyra</i> sp.	x	
<i>Polysiphonia fucoides</i>	x		<i>Vaucheria</i> sp.	x	
<i>Potamogeton friesii</i>	x	x	<i>Zannichellia</i> sp.	x	x
<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x	Yhteensä	9	5
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	x	x			
<i>Potamogeton praelongus</i>	x		Muu karkeampi taso	Sukeltaja	Video
<i>Potamogeton pusillus</i>	x		rihmalevä	x	x
<i>Pragmites australis</i>		x	VESISAMMAL*	x	
<i>Ranunculus baudotii</i>	x	x	Yhteensä	2	1
<i>Ranunculus circinatus</i>	x	x	* <i>Drepanocladus aduncus</i> , <i>Fontinalis antipyretica</i>		
<i>Ranunculus confervoides</i>	x		sekä määrittämätön vesisammal		